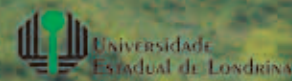


MEDRI  
BIANCHINI  
SHIBATTA  
PIMENTA

A BACIA DO  
**RIO TIBAGI**

A BACIA DO RIO TIBAGI



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO  
EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS



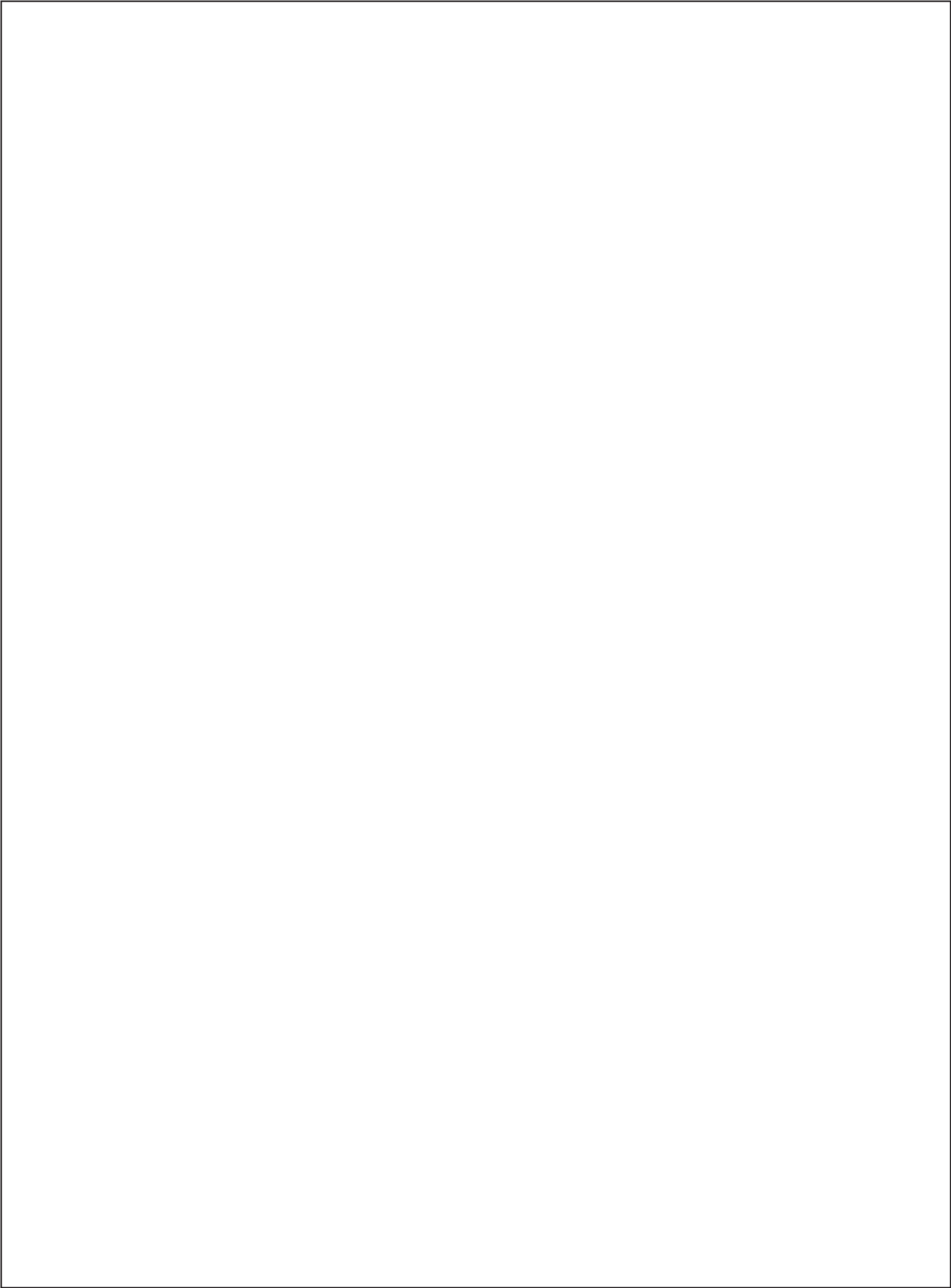
LONDRINA  
2002

EDITORES  
MOACYR E. MEDRI  
EDMILSON BIANCHINI  
OSCAR A. SHIBATTA  
JOSÉ A. PIMENTA

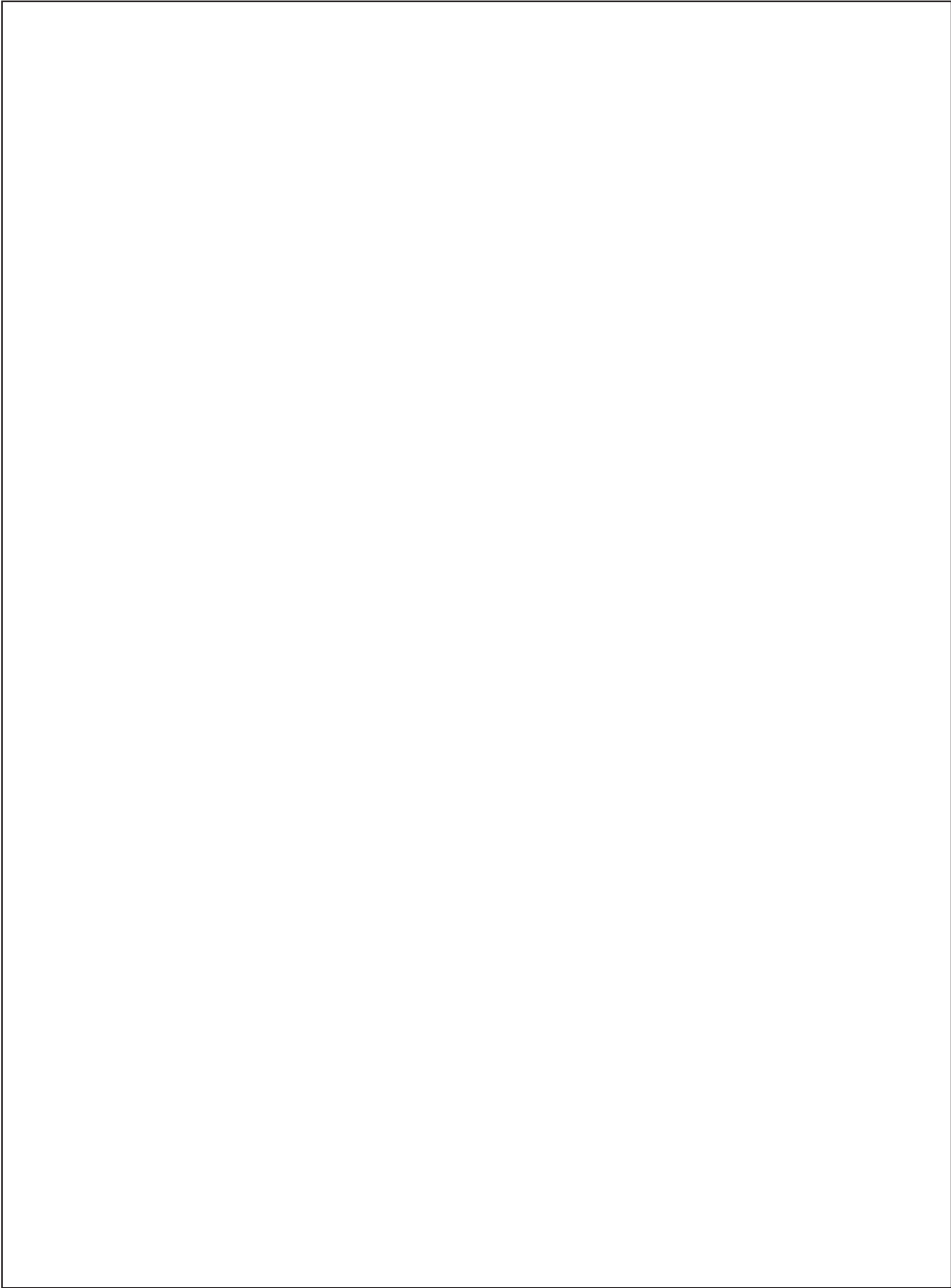


*PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO  
EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS*





# **A BACIA DO RIO TIBAGI**



Moacyr E. Medri  
Edmilson Bianchini  
Oscar A. Shibatta  
José A. Pimenta  
**editores**

# **A BACIA DO RIO TIBAGI**

Londrina - Paraná  
2002

Copyright © 2002 dos Autores

*Todos os direitos reservados.*

ISBN 85-902390-1-2 / 85-902392-1-7 / 85-902394-1-1 / 85-902395-1-9

*Coordenação da Edição:* Ivani Cocus

*Foto da Capa:* Luiz dos Anjos

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**  
**(Câmara Brasileira do Livro, SP, Brasil)**

---

A bacia do rio Tibagi / Moacyr E. Medri... [et al.],  
editores . -- Londrina, PR : M.E. Medri, 2002.

Outros editores: Edmilson Bianchini, Oscar A.  
Shibatta, José A. Pimenta  
Vários autores.  
Bibliografia.

1. Bacias hidrográficas 2. Tibagi, Rio  
I. Medri, Moacyr E. II. Bianchini, Edmilson.  
III. Shibatta, Oscar A. IV. Pimenta, José A.

03-0122

CDD-333.73098162

---

**Índices para catálogo sistemático:**

1. Paraná : Estado : Rio Tibagi : Bacia hidrográfica  
333.73098162
2. Rio Tibagi : Bacia hidrográfica : Paraná : Estado  
333.73098162
3. Tibagi : Rio : Bacia hidrográfica : Paraná :  
Estado 333.73098162

## Agradecimentos

Aos revisores

*Adalberto L. Val* – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (Manaus, AM)  
*Ana L. Lozovei* – Universidade Federal do Paraná (Curitiba, PR)  
*Antonio A. Mozeto* – Universidade Federal de São Carlos (São Carlos, SP)  
*Ariadne do N. Moura* – Universidade Federal Rural de Pernambuco (Recife, PE)  
*Ariane L. Peixoto* – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (Rio de Janeiro, RJ)  
*Augusto Abe* – Universidade Estadual Paulista (Rio Claro, SP)  
*Célio Haddad* – Universidade Estadual Paulista (Rio Claro, SP)  
*Cláudio de Oliveira* – Universidade Estadual Paulista (Botucatu, SP)  
*Erasmio Renesto* – Universidade Estadual de Maringá (Maringá, PR)  
*Fábio R. Scarano* – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (Rio de Janeiro, RJ)  
*Francisco J. Lobon-Cerviá* – Museo Nacional de Ciencias Naturales (Madri, Espanha)  
*Geraldo Barbieri* – Instituto de Pesca (São Paulo, SP)  
*Gilson Volpato* – Universidade Estadual Paulista (Botucatu, SP)  
*Hélio B. de C. Gurgel* – Universidade Federal do Rio Grande do Norte (Natal, RN)  
*João L. Santana Neto* – Universidade Estadual Paulista (Presidente Prudente, SP)  
*José M. Barbosa* – Instituto de Botânica (São Paulo, SP)  
*José O. Siqueira* – Universidade Federal de Lavras (Lavras, MG)  
*Luiz M. Barbosa* – Instituto de Botânica (São Paulo, SP)  
*Maria J. A. Hebling* – Universidade Estadual Paulista (Rio Claro, SP)  
*Marta E. Fabian* – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Porto Alegre, RS)  
*Messias M. dos Passos* – Universidade Estadual de Maringá (Maringá, PR)  
*Paulo R. dos Santos* – Universidade de São Paulo (São Paulo, SP)  
*Ricardo R. Rodrigues* – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (Piracicaba, SP)  
*Vernon E. Thatcher* – Universidade Federal do Paraná (Curitiba, PR)  
*Wagner A. Pedro* – Universidade Estadual Paulista (Araçatuba, SP)

pela leitura dos manuscritos e pelas valiosas sugestões apresentadas

À Klabin, por ter financiado a primeira e a segunda etapa do projeto Aspectos da Fauna e Flora da Bacia do Rio Tibagi, possibilitando recursos para aquisição de veículos, equipamentos, materiais de consumo, viagens e diárias e para a construção da Estação de Piscicultura da UEL, além da concessão de bolsas para dezenas de estagiários

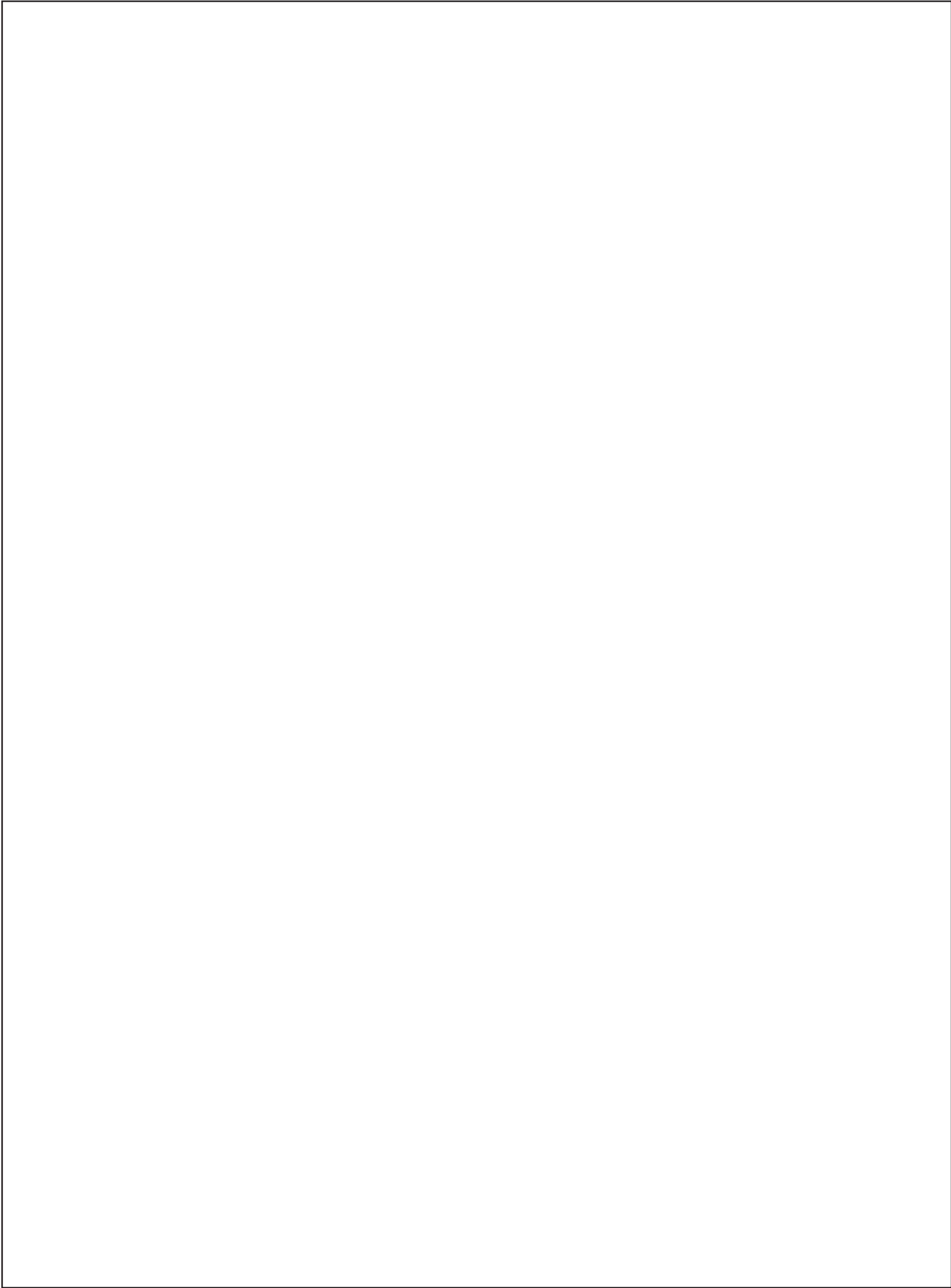
Ao Consórcio Intermunicipal para Proteção Ambiental da Bacia do Rio Tibagi (Copati), que, num primeiro momento, organizou ações, viabilizando apoio político e logístico à UEL para a realização dos trabalhos

Ao programa RHAE/AMB e ao CNPq, pelo apoio nos intercâmbios com outras instituições do país e do exterior e pela concessão de bolsas

Ao pessoal técnico do Departamento de Biologia Animal e Vegetal e da UEL como um todo, pela valiosa ajuda nos trabalhos de campo e processamento de amostras

Aos estudantes de graduação e pós-graduação, de diversas sub-áreas do conhecimento, pelo auxílio nos trabalhos de campo e de laboratório





## **Especiais Agradecimentos**

*À Universidade Estadual de Londrina,*

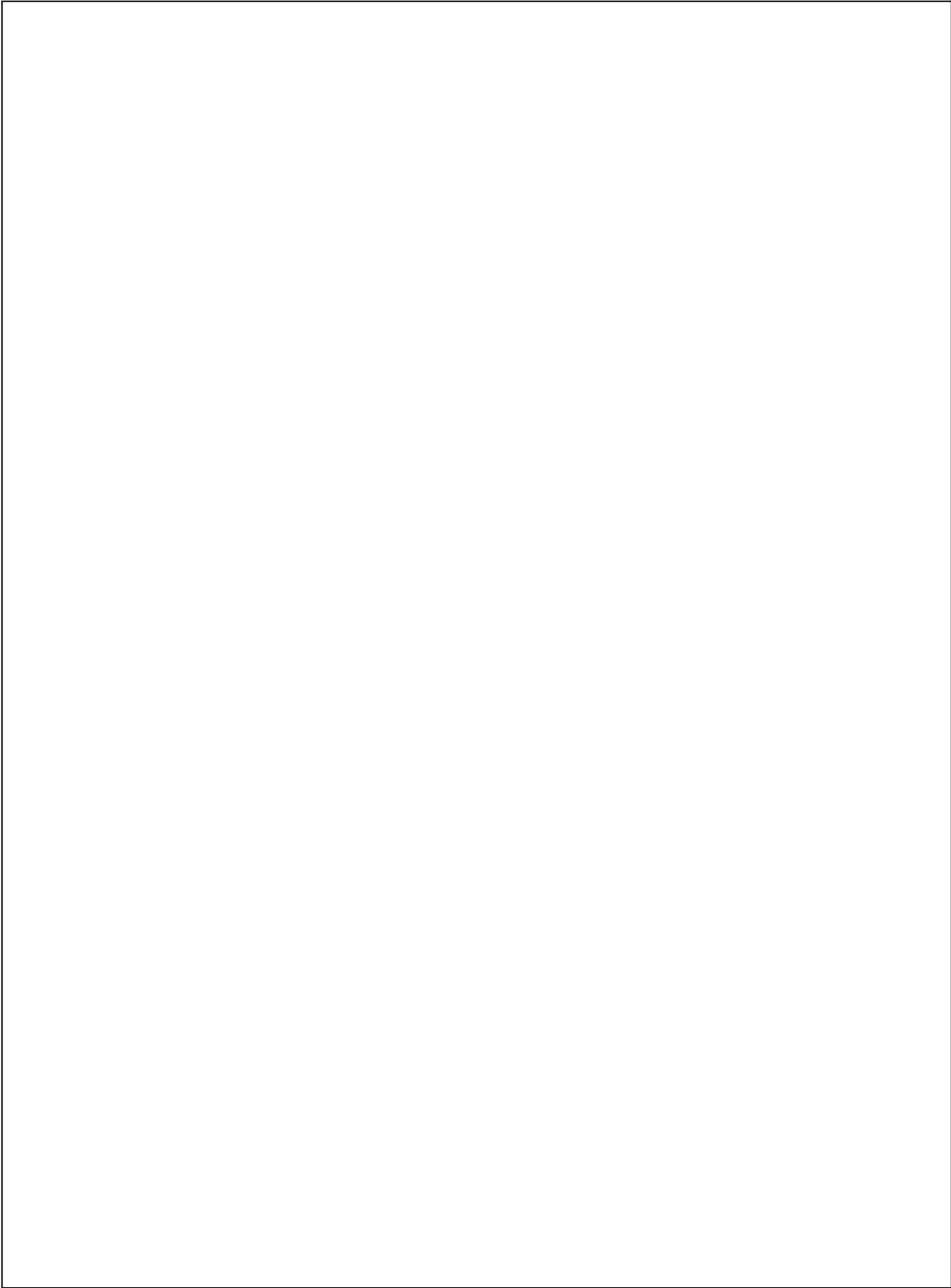
*À Klabin S/A,*

*À Fundação Araucária de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Paraná,*

*Ao Serviço de Comunicações Telefônicas de Londrina (Sercomtel),*

*À Cooperativa Central Agroindustrial Ltda. (Confepar),*

por terem patrocinado a edição deste livro.



## Lista de Autores

*Adriano L. Peracchi*, professor do Departamento de Zoologia da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

*Alba L. Cavaleiro*, bióloga do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina e mestranda do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina.

*Ana L. Dias*, professora do Departamento de Biologia Geral da Universidade Estadual de Londrina.

*Ana O. S. Vieira*, professora do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

*Ângela T. Silva-Souza*, professora do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

*Cláudia B. R. Martinez*, professora do Departamento de Ciências Fisiológicas da Universidade Estadual de Londrina.

*Cláudio Müller*, professor do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

*Edmilson Bianchini*, professor do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

*Edson A. Proni*, professor do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

*Fernanda S. de Almeida*, doutoranda do Curso de Ciências Biológicas - Genética da Universidade de São Paulo, campus de Ribeirão Preto.

*Francisco de A. Mendonça*, professor do Departamento de Geografia da Universidade Federal do Paraná.

*Francisco S. Soares*, professor do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

*Galdino Andrade*, professor do Departamento de Microbiologia da Universidade Estadual de Londrina.

*Heitor Frossard*, biólogo do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

*Ilce M. S. Cólus*, professora do Departamento de Biologia Geral da Universidade Estadual de Londrina.

*Inês M. Danni-Oliveira*, professora do Departamento de Geografia da Universidade Federal do Paraná.

*Isaac P. Lima*, mestrando do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina.

*José A. Pimenta*, professor do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

*José Lopes*, professor do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

*José M. D. Torezan*, professor do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

*José P. P. Pinese*, professor do Departamento de Geociências da Universidade Estadual de Londrina.

*Julio H. Leonhardt*, professor do Departamento de Ciências Fisiológicas da Universidade Estadual de Londrina.

*Kimiye Tommasino*, professora do Departamento de Ciências Sociais da Universidade Estadual de Londrina.

*Laércio Fadelli*, técnico do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

*Leda M. K. Sodré*, professora do Departamento de Biologia Geral da Universidade Estadual de Londrina.

*Lucia Giuliano-Caetano*, professora do Departamento de Biologia Geral da Universidade Estadual de Londrina.

*Lucimara Chiari*, doutoranda do Curso de Genética e Melhoramento da Universidade Federal de Viçosa.

*Luiz dos Anjos*, professor do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

*Manoel R. C. Paiva*, biólogo do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

*Marcos Silveira*, professor do Departamento de Biologia da Universidade Federal do Acre.

*Maria do C. Bittencourt-Oliveira*, professora do Departamento de Ciências Biológicas da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo (ESALQ-USP).

*Maria J. S. Yabe*, professora do Departamento de Química da Universidade Estadual de Londrina.

*Maria J. T. Ranzani-Paiva*, pesquisadora do Instituto de Pesca da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo.

*Marilda C. Dias*, professora do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

*Mário A. Gabrielli*, professor do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

*Mário L. Orsi*, biólogo do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina e doutorando do Curso de Ciências Biológicas - Zoologia da Universidade Estadual Paulista, campus de Botucatu.

*Mauro Caetano Filho*, biólogo do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

*Moacyr E. Medri*, professor do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

*Nelio R. dos Reis*, professor do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

*Nilza A. F. Stipp*, professora do Departamento de Geociências da Universidade Estadual de Londrina.

*Oilton J. D. Macieira*, professor do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

*Oscar A. Shibatta*, professor do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

*Patrícia M. Machado*, doutoranda do Curso de Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais da Universidade Estadual de Maringá.

*Paulo S. Bernarde*, doutorando do Curso de Zoologia da Universidade Estadual Paulista, campus de Rio Claro.

*Reginaldo A. Machado*, doutorando do Curso de Zoologia da Universidade Federal do Paraná.

*Sandra Colli*, professora do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

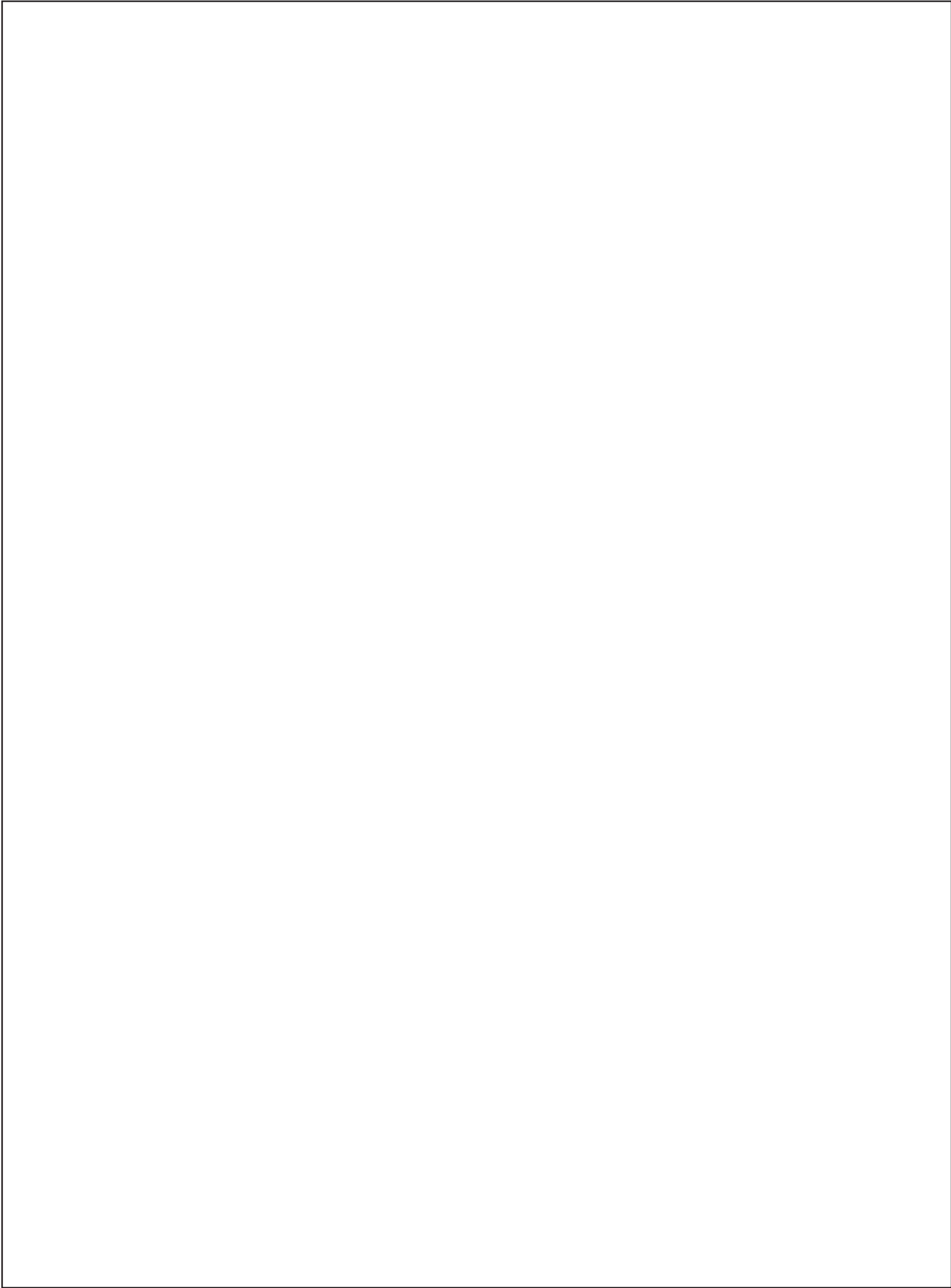
*Sirlei T. Bennemann*, professora do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.

*Sônia M. N. Gimenez*, professora do Departamento de Química da Universidade Estadual de Londrina.

*Valmir De França*, professor do Departamento de Geociências da Universidade Estadual de Londrina.

*Vlamir J. Rocha*, biólogo do Parque Ecológico da Klabin.

*Waldemar Zangaro*, professor do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina.



## Sumário

Prefácio .....	15
<i>Luiz C. Bruschi</i>	
Apresentação .....	17
<i>Moacyr E. Medri, Edmilson Bianchini, Oscar A. Shibatta e José A. Pimenta</i>	

### Domínio Físico

1 Síntese geológica da bacia do rio Tibagi .....	21
<i>José P. P. Pinese</i>	
2 Principais tipos de solo da bacia do rio Tibagi .....	39
<i>Nilza A. F. Stipp</i>	
3 O rio Tibagi no contexto hidrogeográfico paranaense .....	45
<i>Valmir De França</i>	
4 Dinâmica atmosférica e tipos climáticos predominantes da bacia do rio Tibagi .....	63
<i>Francisco de A. Mendonça e Inês M. Danni-Oliveira</i>	

### Domínio Histórico-Social

5 Alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi .....	69
<i>Francisco S. Soares e Moacyr E. Medri</i>	
6 A ecologia dos Kaingang da bacia do rio Tibagi .....	81
<i>Kimiye Tommasino</i>	

### Domínio Biológico Terrestre

7 Nota sobre a vegetação da bacia do rio Tibagi .....	103
<i>José M. D. Torezan</i>	
8 Florística e fitossociologia das espécies arbóreas das florestas da bacia do rio Tibagi .....	109
<i>Marilda C. Dias, Ana O. S. Vieira e Manoel R. C. Paiva</i>	
9 Fatores ambientais, diversidade e similaridade em florestas da bacia do rio Tibagi .....	125
<i>José M. D. Torezan e Marcos Silveira</i>	
10 Estudos sobre tolerância ao alagamento em espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi .....	133
<i>Moacyr E. Medri, Edmilson Bianchini, José A. Pimenta, Sandra Colli e Claudio Müller</i>	
11 Micorrizas arbusculares em espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi .....	173
<i>Waldemar Zangaro e Galdino Andrade</i>	
12 Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas .....	213
<i>Alba L. Cavalheiro, José M. D. Torezan e Laércio Fadelli</i>	



13	Mamíferos não-voadores da bacia do rio Tibagi.....	225
	<i>Adriano L. Peracchi, Vlamir J. Rocha e Nelio R. dos Reis</i>	
14	Morcegos da bacia do rio Tibagi.....	251
	<i>Nelio R. dos Reis, Adriano L. Peracchi e Isaac P. de Lima</i>	
15	A avifauna da bacia do rio Tibagi .....	271
	<i>Luiz dos Anjos</i>	
16	Fauna reptiliana da bacia do rio Tibagi .....	291
	<i>Paulo S. Bernarde e Reginaldo A. Machado</i>	
17	Anurofauna da bacia do rio Tibagi .....	297
	<i>Reginaldo A. Machado e Paulo S. Bernarde</i>	
18	Abelhas indígenas sem ferrão: aspectos fisioecológicos e biodiversidade .....	307
	<i>Edson A. Proni e Oilton J. D. Macieira</i>	
19	Mosquitos (Diptera: Culicidae) da região do baixo Tibagi e suas adaptações a ambientes antropogênicos: causas e conseqüências .....	327
	<i>José Lopes</i>	

### **Domínio Biológico Aquático**

20	Caracterização físico-química da água da bacia do rio Tibagi.....	355
	<i>Maria J. S. Yabe e Sônia M. N. Gimenez</i>	
21	A comunidade fitoplanctônica do rio Tibagi: uma abordagem preliminar de sua diversidade.....	373
	<i>Maria do C. Bittencourt-Oliveira</i>	
22	Diversidade e distribuição de peixes na bacia do rio Tibagi .....	403
	<i>Oscar A. Shibatta, Mário L. Orsi, Sirlei T. Bennemann e Ângela T. Silva-Souza</i>	
23	Caracterização biológica de populações de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis .....	425
	<i>Mário L. Orsi, Oscar A. Shibatta e Ângela T. Silva-Souza</i>	
24	Dinâmica de uma assembléia de peixes do rio Tibagi .....	433
	<i>Sirlei T. Bennemann e Oscar A. Shibatta</i>	
25	Parasitas de peixes do rio Tibagi .....	443
	<i>Mário A. Gabrielli</i>	
26	Hematologia: o quadro sangüíneo de peixes do rio Tibagi .....	449
	<i>Ângela T. Silva-Souza, Maria J. T. Ranzani-Paiva e Patrícia M. Machado</i>	
27	Citogenética de alguns grupos de peixes da bacia do rio Tibagi .....	473
	<i>Ana L. Dias e Lucia Giuliano-Caetano</i>	
28	Estudos sobre a variabilidade genética de peixes do rio Tibagi através de marcadores moleculares.....	531
	<i>Leda M. K. Sodré, Fernanda S. de Almeida e Lucimara Chiari</i>	
29	Biomarcadores em peixes neotropicais para o monitoramento da polui�o aquática na bacia do rio Tibagi .....	551
	<i>Cláudia B. R. Martinez e Ilce M. S. Cólus</i>	
30	Piscicultura .....	579
	<i>Julio H. Leonhardt, Heitor Frossard e Mauro Caetano Filho</i>	
�	possível recuperar a bacia do rio Tibagi? .....	593
	<i>Edmilson Bianchini, Moacyr E. Medri, Oscar A. Shibatta e José A. Pimenta</i>	

## Prefácio

Fazer o prefácio de um livro é sempre uma tarefa ao mesmo tempo difícil e gratificante. Difícil porque nem sempre conseguimos desvendar o universo intelectual do autor; gratificante porque, ao ser escolhido para prefaciado um livro, recai sobre você um voto de extrema confiança. No caso deste livro, a tarefa é especialmente difícil e especialmente gratificante, tendo em vista que ele é resultado do esforço coletivo de 51 autores, entre pesquisadores, mestrandos, doutorandos e técnicos.

Este livro, em sua maior parte, é resultado de 13 anos de trabalhos interdisciplinares no âmbito do Projeto Tibagi, além de trazer resultados de projetos desenvolvidos por outros pesquisadores da UEL e de outras instituições, e mostra que é possível, mesmo no difícil contexto das universidades públicas, o desenvolvimento de ações em parceria com a sociedade e comprometidas com a transformação social, agregando organizações das iniciativas pública e privada. Por sua riqueza de abordagens, constitui-se em importante fonte de consulta tanto para pesquisadores, alunos, políticos e empresários que vivem integrados à vida da bacia do Tibagi como para todos aqueles que têm interesse por questões ambientais. Nas suas páginas encontramos um panorama geral da bacia: geologia, solos, clima, hidrogeografia; análises da flora e da fauna (incluindo análises genéticas e toxicológicas em peixes); análises da água. O livro traz, ainda, duas agradáveis surpresas: um capítulo onde são abordados aspectos da colonização da bacia pelo homem branco e um outro que trata da ecologia dos índios Kaingang, habitantes da bacia desde tempos imemoriais. Digo que são surpresas agradáveis porque todos sabemos que, para pensar o meio ambiente, há que se abrir para as análises das ciências humanas, as únicas que podem nos mostrar em profundidade os contextos sociais, políticos e econômicos nos quais o homem está inserido e que determinam, em última instância, a forma como se relaciona com o ambiente em que vive.

Os autores têm a clareza de apontar que o trabalho não está concluído e que as atividades de pesquisa e as ações concretas na bacia do Tibagi devem continuar; mostram, também (e este é um dos grandes indicativos deste livro), que a par de regiões ainda preservadas (poucas) encontram-se muitas áreas destruídas pela ação humana e que são passíveis de recuperação — o que não só justifica mas torna necessária a continuidade dos trabalhos. E ressalta-se que as informações aqui contidas são suficientes (e fundamentais) para a implementação de medidas de recuperação da área — medidas que exigem parcerias entre a academia, o poder público e a iniciativa privada.

Aqueles que acompanharam os trabalhos desenvolvidos pelos pesquisadores do Projeto Tibagi junto à bacia, sabem que além dos relevantes aspectos científicos aqui sumarizados, ele desempenhou importante papel no desenvolvimento da consciência ecológica da população da bacia, em especial da população ribeirinha. Paralelamente às atividades de pesquisa, trabalhos importantes foram realizados (por exemplo, orientações técnicas em piscicultura), constituindo-se o projeto em importante atividade de extensão universitária junto à comunidade.

É óbvio que um projeto desta envergadura exige das pessoas envolvidas em sua realização grande dedicação, ainda mais se considerarmos que a maioria delas, além da inserção neste trabalho, desenvolve atividades didáticas e administrativas, que consomem muito tempo e trabalho. Ainda hoje, vejo no campus da UEL cenas que se repetem há 13 anos: pesquisadores e alunos chegando do campo, enlameados, cansados e carregados de “tralhas” — provavelmente, nesses momentos não avaliam a exata dimensão de seus esforços, que já resultaram em tantas monografias, dissertações, teses e publicações, entre elas este livro, e que, com certeza, ainda produzirão muitos outros frutos

Finalizando, não posso deixar de parabenizar os autores, os editores e todos aqueles que participaram direta ou indiretamente na estruturação deste livro pela ousadia, pelo trabalho e pela excelência do seu resultado. Aos leitores que lerem esta apresentação, peço que sigam adiante, pois tenho certeza de que farão uma viagem memorável pelas deslumbrantes paisagens da bacia do rio Tibagi.

*Luiz C. Bruschi*

## Apresentação

O rio Tibagi nasce no sul do estado do Paraná (Região Sul do Brasil), a 1.060 m de altitude, e corre 550 km em direção norte, tendo sua foz no lago da usina hidrelétrica da represa Capivara, no rio Paranapanema, a 298 m de altitude. Na maior parte do seu trajeto ele está fortemente encaixado em seu leito; um total de 65 tributários diretos e centenas de subafuentes compõem sua bacia hidrográfica.

A bacia do rio Tibagi está localizada na porção centro-leste do Paraná e tem área aproximada de 25.000 km<sup>2</sup>, o que corresponde a cerca de 13% da superfície do estado. Cinquenta e quatro\* municípios drenam para o rio Tibagi, sendo que 15 deles têm a totalidade de sua área dentro da bacia.

A paisagem da região é muito variada, composta por inúmeros ambientes, que espelham um gradiente de condições climáticas em um eixo sul-norte, o que permite dividi-la em três regiões: alto, médio e baixo Tibagi.

Sua colonização iniciou-se a mais de um século, mas foi a partir de 1920 que as ações antrópicas começaram a ser mais intensas (principalmente no baixo Tibagi), trazendo mudanças significativas nas suas condições físicas, químicas e biológicas. Para se ter uma idéia, sua cobertura florestal nativa foi reduzida em aproximadamente 96%, restando poucos remanescentes preservados. O desmatamento, o manejo inadequado dos solos e a descarga de esgotos urbanos e dejetos industriais acarretaram e acarretam efeitos indesejáveis nas águas, prejudicando as populações e o próprio ambiente. Inundações, assoreamento de rios e ribeirões, diminuição da produtividade dos ecossistemas, alteração do regime das chuvas e alterações climáticas são conseqüências da inadequada intervenção antrópica no ambiente.

Em razão de sua importância econômica e social no contexto estadual e do alto grau de degradação que apresenta, especialmente na porção norte, vários estudos foram desenvolvidos visando sua recuperação, entre eles o projeto Aspectos da Fauna e Flora da Bacia do Rio Tibagi (Projeto Tibagi), desenvolvido pela Universidade Estadual de Londrina (UEL), que produziu, ao longo dos últimos 13 anos, dados em diversas áreas do conhecimento relacionados à fauna e à flora, detectando os principais impactos e propondo estratégias de conservação/recuperação da biodiversidade da bacia.

O Projeto Tibagi teve início em 21 de setembro de 1989 através da assinatura de um convênio entre a UEL, o Consórcio Intermunicipal para a Proteção Ambiental da Bacia do Rio Tibagi (Copati) e a Klabin S/A, com o propósito de estudar a bacia, propor medidas de recuperação e conservação e recuperá-la efetivamente. Coube aos pesquisadores do projeto o desenvolvimento dos trabalhos, que foram divididos em três fases: a primeira, de prospecção de dados de campo; a segunda, de formulação e proposição de ações práticas; a terceira, de estudos laboratoriais mais aprofundados e monitoramento das ações implantadas no campo. Ao Copati coube a responsabilidade política de organizar a sociedade, com a reunião de todos os municípios e órgãos técnicos governamentais da bacia, como a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), o Instituto Agrônomo do Paraná (Iapar) e as universidades, além de cooperativas, associações de classe e empresas. À Klabin coube financiar o projeto.

A partir dos dados obtidos no Projeto Tibagi e em outros projetos da UEL desenvolvidos na bacia, foram elaborados relatórios, teses, dissertações, monografias e inúmeros artigos

---

\* Foram considerados como pertencentes à bacia do rio Tibagi todos os municípios que apresentam pelo menos um curso d'água que drena para esse rio. (NE)

científicos. Todos esses trabalhos estão disponíveis para a comunidade, porém de maneira não-sistematizada. Assim, ao reunir parte significativa dos dados científicos disponíveis sobre essa bacia hidrográfica, este livro facilita e democratiza o acesso a eles.

As informações aqui contidas foram divididas em quatro domínios: físico, histórico-social, biológico terrestre e biológico aquático.

No *domínio físico* são abordados a formação do substrato, os diferentes tipos de solo, os recursos hídricos da bacia e a variação climática ao longo do eixo sul-norte do rio Tibagi.

No *domínio histórico-social* são apresentados alguns aspectos da ocupação da região pelo homem branco, mostrando a intensa degradação ambiental que ocorreu durante esse processo, e um estudo sobre a ecologia dos Kaingang, uma das etnias indígenas presentes na bacia desde antes de sua colonização pelos brancos.

No *domínio biológico terrestre* estão as análises da flora e da fauna terrestres. Com relação à vegetação, são descritos os tipos vegetacionais e sua distribuição, os mecanismos adaptativos de algumas espécies frente a determinados fatores do ambiente e são listadas as espécies de árvores encontradas em cada região da bacia. Com relação aos animais, são abordadas a biologia e a ecologia de vários grupos presentes na região e discutidos aspectos relacionados à sua conservação (ou ao seu controle, no caso dos culicídeos).

No *domínio biológico aquático* estão as análises dos níveis de poluição das águas do rio Tibagi e de seus possíveis efeitos sobre os animais; análises do fitoplâncton, que é a base da cadeia alimentar dos animais aquáticos; dos peixes da bacia — as espécies que ocorrem, suas relações com outros organismos, seus parasitos e sua alimentação e estudos genéticos de muitas das espécies; por fim, um capítulo trata do cultivo de espécies de peixes visando seu aproveitamento econômico.

Em razão da relevância das informações aqui contidas, este livro torna-se uma importante fonte de consulta para pessoas ou instituições interessadas em estudos relacionados à questão ambiental, e, ao difundir conhecimentos sobre essa região, pode estimular ações que visem sua conservação e recuperação.

*Moacyr E. Medri, Edmilson Bianchini, Oscar A. Shibatta e José A. Pimenta*

## **Domínio Físico**



## Síntese geológica da bacia do rio Tibagi

José P. P. Pinese

**ABSTRACT** – (Geologic synthesis of the Tibagi River Basin) Almost all the Tibagi River Basin is inserted in Paleozoic and Mesozoic stratigraphic sequences of the Paraná Sedimentary Basin. Pre-Silurian metamorphic and igneous rocks of the crystalline basement also occur in the Tibagi River (e.g., Açungui and Castro groups). The sedimentary rock evolution occurred between Neo-ordovician and Neo-cretaceous times, and they represent Paleozoic transgressive-regressive cycles and Mesozoic continental cycles. The depositional Paleozoic cycle began with the Ordovician-Silurian sedimentary sequences in the Rio Ivaí Group (sandstones and shales). The Silurian-Devonian sedimentary sequence of the Paraná Group lies over the Rio Ivaí Group, which presents Eo-devonian sandstones of Furnas Formation and marine shales of Ponta Grossa Formation. The Itararé Group was deposited in the Permo-carboniferous period above the Paraná Group and represents a typical Gondwana glacial sequence, constituted predominantly by diamictites and sandstones. The reversal conditions of the glacial environments in the Paraná Basin produced the Guatá Group sedimentary units (Rio Bonito and Palermo formations) and Passa Dois Group in the Meso to Neo-permian times. The depositional cycles in the Mesozoic ages began in the continental environment favoring the deposition of the Eo-triassic sandstones of the Pirambóia Formation. Sandy deserts of the Botucatu Formation covered this package during the Neo-jurassic period and by the extensive spills of basaltic lavas from the Serra Geral Formation. Finally, the subsidence in the northern part of the Paraná Basin during the Neo-cretaceous period, allowed the accumulation of the last great depositional event, represented by sandstones of the Bauru Group. The geologic knowledge is important to understand the ancient and present day environments.

Key words – Environments, Geology, Paraná Basin, sedimentary sequences, Tibagi River Basin.

### INTRODUÇÃO

Este capítulo objetiva realizar uma síntese geológica da bacia hidrográfica do rio Tibagi, a qual está, geologicamente, inserida em parte da Bacia Sedimentar do Paraná. Esta última corresponde a uma extensa depressão deposicional situada na parte centro-leste do continente sul-americano, cobrindo cerca de 1,6 milhão de quilômetros quadrados, bem como pequena parcela do embasamento cristalino paranaense. Desse montante da bacia sedimentar, cerca de 1 milhão de quilômetros quadrados localiza-se em território brasileiro (fig. 1), 400.000 km<sup>2</sup> na Argentina, 100.000 km<sup>2</sup> no Paraguai e 100.000 km<sup>2</sup> no Uruguai (Petri & Fúlfaro, 1983; Schneider *et al.*, 1974; Northfleet *et al.*, 1969).

A bacia hidrográfica do rio Tibagi conta com uma área aproximada de 24.712 km<sup>2</sup> e está posicionada na porção leste do estado do Paraná, no sentido sul-norte (fig. 1). Sua nascente está situada na região de Ponta Grossa, no Paraná, de onde atravessa o estado em dire-

ção norte, até desembocar no rio Paranapanema (divisa dos estados de São Paulo e Paraná).

A bacia do Tibagi é bastante heterogênea nos aspectos geológicos. Portanto, este capítulo procura caracterizar geologicamente os grupos e formações da Bacia do Paraná sobre os quais se assenta a atual bacia hidrográfica do Tibagi. Os comentários serão aqui realizados segundo uma ordem estratigráfica, começando pelo Grupo Rio Ivaí, na região onde está localizada sua nascente, e finalizando na Formação Adamantina. Uma pequena parte do embasamento cristalino também será alvo desta síntese.

Por se tratar de um capítulo que envolve a discussão de parte do meio físico de uma bacia hidrográfica, e ser um segmento de uma discussão mais ampla dos aspectos naturais abordados neste volume (por exemplo, meios biótico e socioeconômico), torna-se necessário esclarecer o significado de alguns termos técnicos de cunho geológico, visando facilitar o entendimento da comunidade científica da área ambiental bem como





**Figura 1.** Localização da Bacia Sedimentar do Paraná no Brasil e na América do Sul (modificado de Zalán *et al.*, 1990). No detalhe, a bacia hidrográfica do rio Tibagi no estado do Paraná, e este na República Federativa do Brasil.

auxiliar os leigos que se despertaram para o assunto. O significado da maioria dos termos técnicos aqui utilizados está descrito em Suguio (1998), e os mais usuais são os seguintes: a) Estratigrafia (acamamento): “(1) Propriedade presente na maioria das rochas sedimentares, caracterizada por planos mais ou menos definidos de separação interna determinados, em geral, por diferenças de mineralogia, forma ou tamanho das partículas componentes. (2) Termo coletivo significando a existência de camadas ou lâminas, isto é, planos que separam rochas sedimentares de mesma litologia ou litologias diferentes” (Suguio, 1998:11). O termo envolve, também, o conceito de diferentes camadas (estratos) de rochas superpostas, geradas em diferentes eras, períodos e épocas geológicas; b) Grupo: “Unidade litoestratigráfica (lithostratigraphic unit) correspondente ao conjunto de duas ou mais formações [geológicas], havendo casos em que ele não é subdividido em diferentes formações. Não existe um tamanho pré-

determinado para que uma destas unidades receba esta designação” (Suguio, 1998:389); c) Formação: “A formação [geológica] é a unidade fundamental da classificação litoestratigráfica (lithostratigraphic classification) formal e pode ser definida como uma camada ou pacote de camadas caracterizado pela homogeneidade litológica, forma dominante não necessariamente tabular, de preferência lateralmente contínua e mapeável na superfície terrestre ou em subsuperfície. A mapeabilidade provada (...) na escala 1:25.000, é condição essencial para a sua proposição” (Suguio, 1998:356). Uma formação pode ser dividida em membros, e duas ou mais podem ser reunidas em um grupo; e d) Membro: “Unidade litoestratigráfica (lithostratigraphic unit) correspondente à subdivisão de uma formação (formation), havendo casos em que uma formação não comporta subdivisão em diferentes membros. Não existe uma dimensão pré-determinada para que uma unidade receba esta designação” (Suguio, 1998:511).

Vale ressaltar, ainda, a importância do conhecimento geológico, mesmo que preliminar, na elaboração de futuros diagnósticos ambientais, no sentido maior de orientar e subsidiar o planejamento e o controle de programas cuja natureza é a busca constante da minimização dos impactos ambientais decorrentes da ação antrópica na bacia hidrográfica do rio Tibagi.

### EMBASAMENTO CRISTALINO

A descrição da geologia do embasamento exposto nas bordas da Bacia do Paraná foi baseada em dados e informações variadas, obtidos em afloramentos e disponíveis na literatura.

Para muitos autores, entre eles Basei (1985), Fragoso César (1991), Shukowsky *et al.* (1991), Mantovani *et al.* (1991), Pimentel & Fuck (1992), Hallinan *et al.* (1993), Fuck *et al.* (1994), Hasui *et al.* (1975), Campos Neto (1985), Zalán *et al.* (1990), Alvarenga & Trompette (1994) e Quintas (1995), a Bacia do Paraná, no território brasileiro, é limitada pelas seguintes estruturas geológicas: (a) nas bordas oeste-noroeste: Faixa Paraguai; (b) nas bordas norte-nordeste: Maciço de Goiás, Faixa de Dobramentos Brasília, Nappe Socorro-Guaxupé e Arco Magmático do oeste de Goiás; (c) nas bordas leste-sudeste: dois cinturões móveis brasileiros com direção NE (faixas Dom Feliciano e Ribeira), separados por um núcleo cratônico (Rio de la Plata-Luiz Alves) (fig. 2). Uma pequena porção sudeste da bacia hidrográfica do rio Tibagi recobre o embasamento da borda leste, situando-se mais precisamente sobre a Faixa Móvel Ribeira.

Conforme esses autores, a Faixa Paraguai tem idade neoproterozóica, dispondo-se segundo a direção N-S com vergência para oeste, que na margem ocidental da bacia deflete para ENE-WSW.

O Arco Magmático do oeste de Goiás, segundo Quintas (1995), é composto por terrenos ortognássicos e seqüências vulcano-sedimentares neoproterozóicas expostas entre Sanclerlândia e Bom Jardim de Goiás, estendendo-se para norte até Mara Rosa e Porangatu. Trata-se de crosta juvenil com assinatura geoquímica e isotópica própria de arcos magmáticos intra-oceânicos, acrescida entre 930 e 600 milhões de anos atrás (Ma.) em consequência da obliteração da área oceânica que no Neoproterozóico separava os crátons (continentes) Amazônico e São Francisco-Congo. A ela associados encontram-se granitos com idade entre 590 e 480 Ma., sucedendo a justaposição das diversidades dos segmentos do arco ao longo de zonas de cisalhamento transcorrente (Fuck *et al.*, 1994).

A Faixa de Dobramentos Brasília localiza-se na margem ocidental do cráton São Francisco e é formada por três zonas de diferentes deformações e metamorfismo (Dardenne, 1978; Fuck *et al.*, 1993), que são os segmentos cratônicos externo e interno.

A zona cratônica é constituída por rochas meta-sedimentares dos grupos Bambuí e Paranoá e por pequenas exposições do embasamento. As deformações são representadas por ondulações amplas. A zona externa apresenta meta-sedimentos dos Grupos Paranoá e Canastra e porções do embasamento, estruturados em um cinturão de dobras e cavalgamentos de antepaís. Finalmente, a zona interna compreende micaxistos do Grupo Araxá e pequenas áreas expostas do embasamento (Quintas, 1995).

Para Fuck *et al.* (1994 *apud* Quintas, 1995), o Maciço Mediano de Goiás (Pimentel & Fuck, 1992) contém terrenos granito-*greenstone* arqueanos e terrenos ortognássicos paleoproterozóicos, que estão cobertos pelo Grupo Serra da Mesa e pelo manto alóctone de meta-sedimentos atribuído ao Grupo Araxá.

Conforme Quintas (1995), o Cinturão Dom Feliciano (fig. 2), descrito por Fragoso César (1991) no estado do Rio Grande do Sul e por Basei (1985) no estado de Santa Catarina, indica um transporte para NW em Santa Catarina.

O segmento de Santa Catarina foi dividido por Basei (1985) em três domínios. O primeiro é chamado Domínio Interno, compreendendo os primeiros granitos foliados e migmatitos (as raízes do arco postulado) e a suíte de granitóides foliados em Santa Catarina, suposta como sendo litoestratigraficamente equivalente aos gnaisses e migmatitos do Batólito de Pelotas (RS) (Fragoso César *et al.*, 1986). O segundo, o Domínio Intermediário, é caracterizado por meta-supracrustais (depósitos pré-colisionais da margem continental), a saber, o Grupo Brusque (SC) e o Cinturão Tijucas (RS). Fragmentos do embasamento reconhecidos nesse domínio são constituídos por lascas granulíticas do bloco Luiz Alves, em Santa Catarina, e pelos Gnaisses Encantados, no Rio Grande do Sul. O terceiro, o Domínio Externo, corresponde a depósitos de molassas colisionais: o Grupo Itajaí (SC) e o Grupo Camaquã (RS) (Quintas, 1995).

Segundo Fragoso César (1991), o Cinturão Dom Feliciano se localiza na região oriental do Escudo Gaúcho e é constituído pelas seguintes litoestruturas: Faixa Tijuca, Batólito Pelotas, Batólito Encruzilhada do Sul e Faixa Rocha.

O cráton Luiz Alves situa-se no nordeste do estado de Santa Catarina e no sudeste do Paraná, e é apontado por Shukowsky *et al.* (1991) como extensão setentrional do cráton Rio de la Plata.

As unidades do cráton Luiz Alves representam o complexo granulítico de Santa Catarina e a Formação Campo Alegre. Esse complexo é dominado por granitóides cálcio-alcálicos e rochas supracrustais. Basei (1985) mostra, através de estudos geocronológicos, que essa unidade sofreu alto grau de metamorfismo durante o Paleoproterozóico.

A Faixa Móvel Ribeira (fig. 2), na qual se insere parte da bacia hidrográfica do rio Tibagi, constitui uma

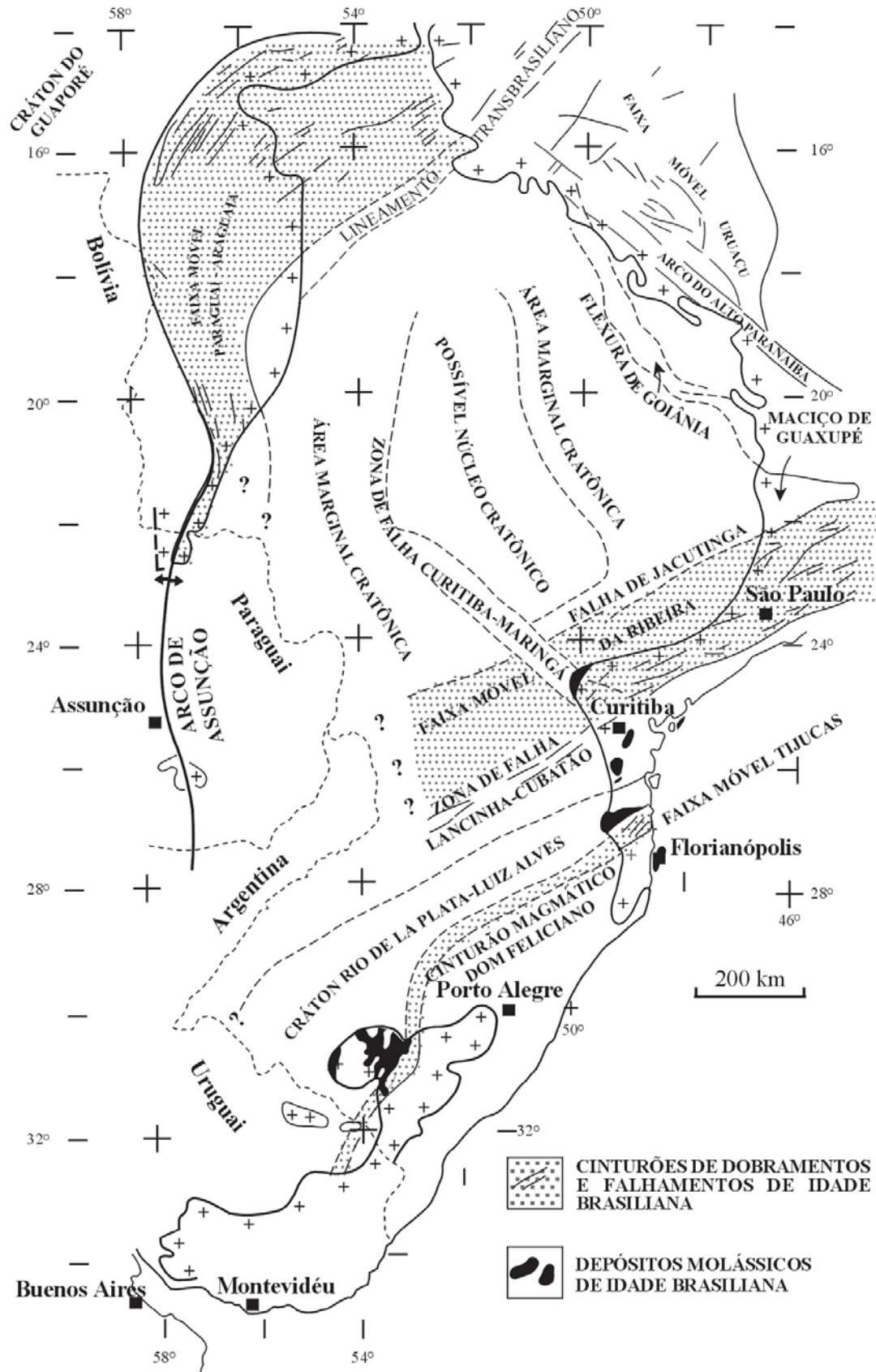


Figura 2. Mapa geológico-estrutural regional destacando as estruturas maiores do embasamento cristalino da Bacia Sedimentar do Paraná. (Fonte: modificado de Zalán *et al.*, 1990)

unidade tectônica exposta ao longo da faixa ENE-WSW da borda leste da Bacia do Paraná, compreendendo o cinturão dobrado Apiaí, composto por rochas vulcano-sedimentares de médio e baixo graus, intrudido por granitos sin e pós-tectônicos do ciclo Brasileiro (Hasui *et al.*, 1975) que cavalgaram na direção SE sobre a microplaca de Curitiba (Basei, 1985).

No contexto da Faixa Ribeira, a drenagem pertencente à bacia do Tibagi segmenta as rochas cristalinas dos grupos Açungui e Castro e os granitóides das fácies Cunhaporanga e Três Córregos.

### Grupo Açungui

As primeiras referências ao Grupo Açungui (fig. 3) estão nos trabalhos de Derby (1878), e a primeira coluna estratigráfica do grupo foi proposta por Bigarella & Salamuni (1956). A partir de então, diversas subdivisões estratigráficas foram propostas para esse grupo (por exemplo, Marini *et al.*, 1967; Ebert, 1971).

No entanto, a subdivisão mais aceita e atual é aquela que coloca que o Grupo Açungui é constituído pelas formações Capirú, Votuverava, Itaiacoca e Antinha (Fiori, 1991; Soares, 1987).

#### Formação Capirú

A Formação Capirú foi primeiramente descrita por Bigarella & Salamuni (1956), sendo composta por dolomitos, quartzitos, filitos com hematita e itabiritos. São peculiaridades desses dolomitos a homogeneidade química (38-41% de MgO) e as estruturas estromatolíticas oriundas das algas do gênero *Collenia*.

Os quartzitos encontram-se na forma de lentes intercaladas nos dolomitos e destacam-se pelas estratificações cruzadas, plano-paralelas e gradacionais e pelas marcas de onda; os filitos são subordinados na região, e geralmente correspondem a quartzo-xistos e a filitos com hematita e grafita.

Segundo Marini *et al.* (1967), a Formação Capirú deve ter se originado em ambiente marinho raso, com relativa agitação de suas águas. Tais sedimentos se depositaram em uma bacia de retro-arco sem uma atividade tectônica considerável (Fiori, 1990). Do ponto de vista cronológico, Soares (1987) infere que a Formação Capirú teria se depositado entre 1.050 e 850 Ma., sendo deformada tectonicamente entre 659 e 750 Ma.

#### Formação Votuverava

Denominada originalmente por Bigarella & Salamuni (1956), a Formação Votuverava se constitui em um pacote de filitos, quartzitos e mármore, controlados tectonicamente pelas falhas geológicas Lancinha e Morro Agudo, comportando-se, assim, como uma faixa alongada NE-SW, que se prolonga pelo estado do Paraná

até atingir o estado de São Paulo (Campanha, 1992; Spoladore, 1993).

Sua principal litologia é dada por filitos e termos metapelíticos, que recobrem cerca de 70% da área de ocorrência. Subordinadamente, assinalam-se metaconglomerados polimíticos (seixos de quartzitos, granitos e filitos) e mármore calcíticos de granulação fina.

Não raro, algumas estruturas, como marcas de sobrecarga, estrutura gradacional, estratificações cruzadas e plano-paralelas são assinaladas em alguns locais dessas litologias.

A Formação Votuverava deve ter se depositado em ambiente subaquático de águas rasas, agitadas através de correntes de turbidez e oscilações no nível da água (Marini *et al.*, 1967). Por outro lado, Fiori (1990) atribui a essa formação um ambiente de águas relativamente calmas, de uma típica bacia de retro-arco.

Soares (1987) atribui uma idade de deposição para a Formação Votuverava entre 1.050 e 850 Ma., e uma idade de formação entre 650 e 750 Ma.

#### Formação Itaiacoca

A Formação Itaiacoca, definida por Almeida (1956), constitui-se em uma faixa meta-vulcano-sedimentar ladeada pelos granitos Três Córregos e Cunhaporanga, na qual foram identificadas estruturas estromatolíticas relacionadas às algas do gênero *Collenia*.

Autores como Marini *et al.* (1967) correlacionam a Formação Itaiacoca com a Capirú, com base em suas similaridades litológicas. Contudo, são reconhecidas fortes diferenças entre os estromatólitos das duas formações, indicando distinção entre as unidades.

Litologicamente, essa formação é caracterizada por rochas meta-vulcânicas básicas a intermediárias, metarenitos com estratificação cruzada, metassiltitos e meta-dolomitos com estruturas organogênicas.

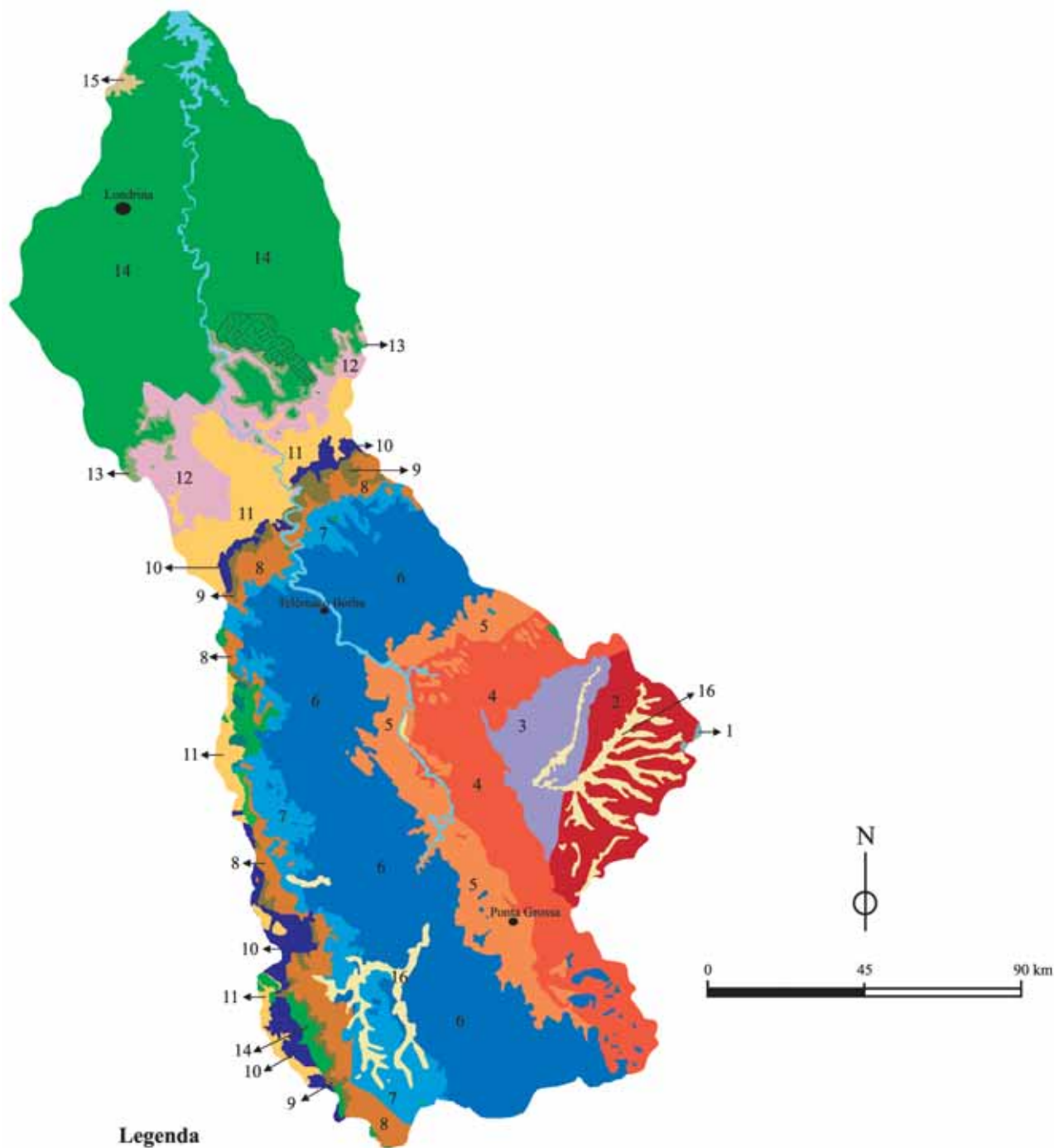
#### Formação Antinha

Denominada de Seqüência Antinha por Dias & Salazar Jr. (1987), a Formação Antinha foi primeiramente estudada por Pontes (1982). Inúmeras divisões têm sido propostas para ela, destacando-se a de Fiori (1990), que a subdivide em Seqüência Bom Jardim, Seqüência Capivara e Seqüência Vuturuvu.

Na Formação Antinha predominam os metarenitos, metarritmitos e meta-conglomerados, que são interpretados como depositados em ambiente de mar profundo com aporte esporádico de material grosso (Fiori, 1990).

### Granitóides

Entre os inúmeros corpos graníticos do embasamento cristalino paranaense (Almeida & Hasui, 1984), dois se destacam por sua expressão em área. Trata-se



**Legenda**

- |    |   |   |                                      |
|----|---|---|--------------------------------------|
| 16 | Sedimentos recentes (Quaternário)                                   | 8 | Formação Palermo (Neo-Permiano)      |
| 15 | Grupo Bauru (Cretáceo)  | 7 | Formação Rio Bonito (Eo-Permiano)    |
| 14 | Formação Serra Geral Ácidas Tipo Chapecó (ATC) (Jurássico-Cretáceo) | 6 | Grupo Itararé (Carbonífero-Permiano) |
| 13 | Formação Pirambóia/Botucatu (Triássico-Cretáceo)                    | 5 | Formação Ponta Grossa (Devoniano)    |
| 12 | Formação Rio do Rasto (Neo-Permiano-Triássico)                      | 4 | Formação Furnas (Devoniano)          |
| 11 | Formação Teresina (Neo-Permiano)                                    | 3 | Grupo Castro (Cambro-Ordoviciano)    |
| 10 | Formação Serra Alta (Neo-Permiano)                                  | 2 | Granitóides (Neoproterozóico)        |
| 9  | Formação Irati (Neo-Permiano)                                       | 1 | Grupo Açungui (Neoproterozóico)      |

Figura 3. Mapa geológico da bacia do rio Tibagi. (Fonte: modificado de Mineropar, 1989)

dos complexos graníticos Cunhaporanga (fig. 3) e Três Córregos, ambos situados na porção sul-sudeste da bacia hidrográfica do rio Tibagi.

Tanto o Cunhaporanga como o Três Córregos apresentam-se alongados, com direção geral NE-SW, limitando uma faixa de rochas meta-sedimentares e meta-vulcânicas do Grupo Açungui (fig. 3).

O Complexo Cunhaporanga é caracterizado por rochas graníticas porfíricas associadas a gnaisses e migmatitos; está em contato com o Grupo Açungui a SE e com as rochas do Grupo Castro a NW, sendo encoberto pelos sedimentos da Bacia do Paraná a NE e a SW.

No Complexo Três Córregos predominam rochas graníticas porfíricas injetadas por riolitos. Seu contato com o Grupo Açungui ocorre a NW, enquanto que a SE o contato se dá com as rochas sedimentares da Formação Água Clara (Grupo Setuva). De forma análoga ao Cunhaporanga, o Três Córregos é encoberto pelos sedimentos paleozóicos da Bacia do Paraná.

As idades isotópicas obtidas pelo sistema Rubídio-Estrôncio (Rb-Sr) situam o Complexo Cunhaporanga entre 735 e 625 Ma., e o Complexo Três Córregos entre 658 e 509 Ma. (Reis Neto & Cordani, 1993). Adicionalmente, os dados isotópicos indicam que esses complexos não são distintos apenas na idade de intrusão, mas também quanto à origem de seus componentes crustais e/ou mantélicos.

### Grupo Castro

Descrito originalmente por Derby (1878), o Grupo Castro (fig. 3) tem sido alvo também de estudos mais recentes, como os desenvolvidos por Arioli (1981) e Kaefer & Cunha (1974). O grupo distribui-se por uma área de 900 km<sup>2</sup> nas regiões de Castro e Pirai do Sul, ambas no Paraná. Encontra-se em contato, a SE, por falha geológica transcorrente, com o Granito Cunhaporanga, sendo encoberto discordantemente pela Formação Furnas nas demais áreas de contato.

Litologicamente, o grupo inclui sedimentos com níveis conglomeráticos e arcoseanos, com siltitos e argilitos associados que, somados, atingem 200 m de espessura. Inclui, também, rochas vulcânicas dos tipos riolitos e andesitos afaníticos com estrutura fluidal, bem como ignimbritos, tufos, aglomerados e brechas.

Arioli (1981) reconhece ao menos sete centros vulcânicos a sudeste de Castro, todos com forma circular ou oval e com área aproximada de 0,25 a 2 km<sup>2</sup>. A idade cambro-ordoviciano do Grupo Castro é atestada por valores isotópicos na faixa de  $466 \pm 7$  Ma., obtidos por Moro (1993).

### Bacia do Paraná

A Bacia do Paraná (fig. 1) é classificada como do tipo intracratônico, onde se acumularam mais de

5.000 m de rochas sedimentares e vulcânicas, e seu embasamento é composto por rochas magmáticas e metamórficas. Está representada, no Brasil, por uma área de 1 milhão de quilômetros quadrados, sendo que dois terços dessa área apresentam cobertura de derrames de lava basáltica.

A mais recente classificação da bacia é dada por Almeida (1980; 1981), que a descreve como resultante de uma sinéclise complexa desenvolvida entre o Paleozóico e o Jurássico, e como uma anfíclise a partir do vulcanismo de idade jurássica superior (Quintas, 1995).

Segundo Almeida (1980; 1981) e Zalán *et al.* (1990), os pacotes sedimentar e vulcânico da Bacia do Paraná representam a superposição de, no mínimo, três bacias, cujos limites variaram devido ao movimento das placas tectônicas que conduziram à evolução do supercontinente Gondwana.

De acordo com Zalán *et al.* (1990), os limites dessas três bacias são demarcados pela época de estabelecimento de cada uma delas, com base em informações como feições estruturais e estratigrafia, adquiridas através de perfurações e levantamentos geofísicos.

Dados obtidos através de levantamentos aeromagnéticos indicam que grandes arcos foram formados em função dos soerguimentos provocados por forças tectônicas no decorrer da evolução da bacia. De acordo com Quintas (1995), os elementos tectônicos da bacia orientam-se em três direções principais: NW-SE, NE-SW, E-W. Tendo em vista o processo erosivo atual da bacia, destacam-se o Arco de Ponta Grossa (Pinese, 1989), que é recoberto pela parte sudeste da bacia hidrográfica do rio Tibagi, e o Arco do Rio Grande.

No que diz respeito à estratigrafia da Bacia do Paraná, foram estabelecidas unidades geocronológicas para serem utilizadas (fig. 4).

Observando-se os mapas de isópacas das formações vulcano-sedimentares da Bacia do Paraná, percebe-se que a natureza erosiva dos seus limites foi variável com o tempo. Mesmo assim, pode-se ter uma idéia da configuração que essa bacia gondwânica teve, em extensão e profundidade, entre o Neoproterozóico e o Cretáceo, desde que as discordâncias existentes entre as várias formações não tenham alterado consideravelmente os registros de formações consecutivas (Quintas, 1995).

A Bacia do Paraná é composta de várias formações vulcano-sedimentares, que se enquadram em cinco principais épocas: siluro-ordoviciano, devoniano, permocarbonífero e triássico-jurássico — as quais precedem o evento magmático da seqüência juro-cretácea.

As sedimentações das maiores espessuras se iniciaram nas épocas siluro-ordoviciano e permocarbonífero, o que caracteriza um tectonismo distensivo atuando nesse período.

A seqüência siluro-ordoviciano começa com o processo de sedimentação que permanece durante o Ordo-

viciano Superior, sendo concluída no Siluriano Inferior (Assine & Soares, 1989; Zalán *et al.*, 1990; Assine *et al.*, 1994). Essa seqüência inicia-se com depósitos arenosos em ambientes continentais a transicionais (Formação Alto Garças) do Grupo Rio Ivaí (fig. 4), seguidos por depósitos possivelmente glaciais (Formação Iapó) e camadas marinhas da Formação Vila Maria, que constituem o pico da transgressão no Eo-Liandoveriano, recobertas por depósitos regressivos contemporâneos (Milani *et al.*, 1994).

Parte da seqüência devoniana é representada pela Formação Furnas (fig. 4), observando-se um controle principal de direções no sentido N-S. A outra parte da seqüência devoniana é composta pela Formação Ponta Grossa, constatando-se como direção principal o sentido N-NW. Essa seqüência inicia-se, em geral, por arenitos continentais e transgressivos basais, passando gradativamente para folhelhos marinhos. Segundo Milani *et al.* (1994), a transgressão devoniana ocupou uma área superior àquela da seqüência siluriana, delineando a formação da Bacia do Paraná no Siluro-Devoniano.

Conforme esses autores, a seqüência permocarbonífera iniciou-se com depósitos continentais do Grupo Itararé no final do Carbonífero (fig. 4), passando rapidamente a marinhos, com principal direção no sentido NW. Depositaram-se, com o passar do tempo, as formações Rio Bonito (com controle principal de direções no sentido NE), Palermo (controle principal de direções no sentido N-NE), Irati (controle principal de direções no sentido NE), Serra Alta e Rio do Rasto (ambas com controle principal de direções no sentido N-NE) (Milani *et al.*, 1994).

Finalizando a seqüência paleozóica, o mar não mais atingiu a bacia e um novo ciclo de sedimentação se iniciou no Meso-Triássico, em ambiente flúvio-eólico, preenchendo as depressões remanescentes.

A seqüência triássica (fig. 4), formada pelo Grupo Rosário do Sul e pela Formação Pirambóia, consiste de uma variada alternância de ambientes lacustres, fluviais e eólicos, que apresentam controle principal de direções no sentido N-NE. A Formação Botucatu está incluída nessa seqüência (Milani *et al.*, 1994; Zalán *et al.*, 1990).

Diversos autores, entre eles Milani *et al.* (1994) e Zalán *et al.* (1990), afirmam que na seqüência jurôcretácea a Formação Botucatu registra um grande deserto de dunas de areia que recobriu a bacia e áreas do embasamento adjacente. Em seguida a bacia foi recoberta pelo grande derrame de lavas basálticas da Formação Serra Geral, com direção principal no sentido N-NW. Soleiras magmáticas são encontradas em todas as formações geológicas da bacia, como aquelas observadas em mapas de isoespessura do Grupo Itararé e das formações Ponta Grossa, Aquidauana, Irati, Teresina e Rio do Rasto (Zalán *et al.*, 1986).

De acordo com Milani *et al.* (1994), a Bacia do Paraná apresenta, no seu registro sedimentar-magmático, grandes unidades com significados regionais que estão diretamente relacionadas com o processo evolutivo da bacia.

Em seu registro sedimentar-magmático a Bacia do Paraná apresenta “quebras” estratigráficas marcantes, atribuídas por Zalán *et al.* (1986; 1987; 1990) ao reflexo intracratônico de eventos orogênicos paleozóicos na

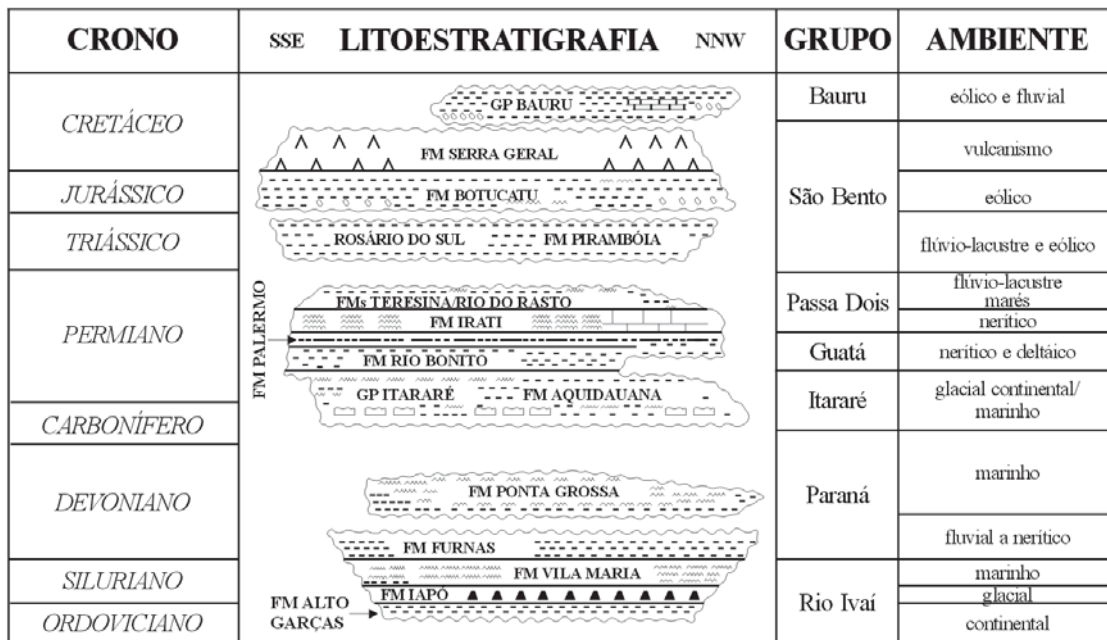


Figura 4. Coluna cronolitoestratigráfica da Bacia Sedimentar do Paraná mostrando a distribuição temporal e espacial das principais litologias observadas, os grupos das principais formações geológicas e os ambientes formadores dessas litologias. (Fontes: Schneider *et al.*, 1974; Zalán *et al.*, 1990; Assine *et al.*, 1994; Milani *et al.*, 1994)

borda oeste do continente e à tafrogenia mesozóica do Atlântico Sul. De fato, a identificação das discordâncias e o rastreamento da abrangência de uma bacia sedimentar no tempo e no espaço constituem importantes etapas no entendimento de sua evolução (Milani *et al.*, 1994).

Alguns autores (Milani *et al.*, 1994, por exemplo) consideram a Bacia do Paraná como constituída de grandes seqüências limitadas por expressivas discordâncias regionais em seu pacote sedimentar, as quais se desenvolveram nas idades ordovício-siluriana, devoniana, carbonífera-eotriássica, neotriássica, jurássica-eocretácea e neocretácea.

Segundo Milani *et al.* (1994), a seqüência mais antiga da bacia tem idade entre o Neo-Ordoviciano e o Eossiluriano, correspondendo, litoestratigraficamente, ao Grupo Rio Ivaí. Ainda segundo esses autores, o Grupo Paraná, que se localiza nas porções central e norte da bacia, tem idade entre o Eo e o Neodevoniano.

Os autores afirmam que a porção basal da seqüência carbonífera-eotriássica é representada pelo Grupo Itararé, que corresponde à retomada da sedimentação após o degelo. Já a seqüência neocretácea da Bacia do Paraná, que equivale aos grupos Bauru e Caiuá, neste capítulo abrangerá, apenas, os grupos e formações sobre os quais se assentam a bacia hidrográfica do rio Tibagi. Esses serão melhor caracterizados no decorrer da análise em ordem estratigráfica (fig. 4), ou seja, dos grupos e suas respectivas formações, das mais antigas para as mais jovens.

### Grupo Rio Ivaí

O Grupo Rio Ivaí (Assine *et al.*, 1994) é caracterizado por um pacote arenoso inferior pertencente à Formação Alto Garças, encimado por diamictitos da Formação Iapó e culminando com os folhelhos sílticos da Formação Vila Maria.

#### Formação Alto Garças

Trata-se de uma formação arenosa basal da seqüência ordovício-siluriana da Bacia Sedimentar do Paraná. Constitui a base do Grupo Rio Ivaí e posiciona-se estratigraficamente acima das rochas do embasamento cristalino e abaixo da Formação Iapó. Nos dois casos, o contato é abrupto, possivelmente devido às variações do nível de base, relacionado à glaciação neo-ordoviciano (Assine *et al.*, 1994).

Na base da formação observa-se conglomerados esbranquiçados ou avermelhados, enquanto que em direção ao topo predominam arenitos feldspáticos conglomeráticos que gradam a arenitos finos a médios, brancos ou róseos. Os arenitos conglomeráticos mostram estratificações cruzadas de médio porte, tabulares, planares e acanaladas, interpretadas como de origem fluvial, enquanto que aqueles situados mais no topo da

formação apresentam estratificações com truncamento de ondas, indicando condições marinhas litorâneas (Assine *et al.*, 1994).

Não são assinaladas exposições superficiais da Formação Alto Garças no estado do Paraná e, conseqüentemente, na bacia hidrográfica do rio Tibagi. No entanto, Assine *et al.* (1994) identificaram essa litologia através de testemunhos de sondagem (poço 2RI-1-PR) executada pelo consórcio Paulipetro nas proximidades do rio Ivaí, no estado do Paraná.

Admite-se uma idade ordoviciano superior para os sedimentos da Formação Alto Garças, com base na sua posição estratigráfica e correlação com outro grupo de rochas (Assine *et al.*, 1994).

#### Formação Iapó

Definida originalmente por Maack (1947) nas proximidades da cidade de Castro (PR), a Formação Iapó, em sua seção tipo, ocorre acima das rochas cambro-ordovicianas do Grupo Castro, na forma de diamictitos avermelhados com clastos polimícticos, recobertos por siltitos de coloração cinza. O pacote é pouco espesso (~ 20 m) e sobreposto erosivamente por sedimentos da Formação Furnas (Assine *et al.*, 1994).

Contudo, no contexto da Bacia do Paraná, a Formação Iapó, estratigraficamente, recobre sedimentos da Formação Alto Garças e é recoberta pela Formação Vila Maria.

As exposições mais comuns da Formação Iapó ocorrem nas rodovias Castro-Tibagi e Pirai do Sul-Ventania, no estado do Paraná.

O contato inferior é abrupto e dado por diamictitos e arenitos da Formação Alto Garças, às vezes com registro descontínuo, que é atribuído ao abaixamento do nível do mar durante a glaciação vigente (Assine *et al.*, 1994), expondo os sedimentos a processos erosivos subaéreos. No Paraná, os diamictitos da Formação Iapó assentam-se diretamente sobre as rochas do embasamento cristalino.

#### Formação Vila Maria

A Formação Vila Maria, como definida por Assine *et al.* (1994), é constituída apenas por folhelhos, siltitosossilíferos e arenitos róseos finos, uma vez que esses autores transferiram os diamictitos basais para a Formação Iapó subjacente.

Nesse contexto, a base da Formação Vila Maria é constituída por folhelhos de coloração cinza extremamente ricos em seu conteúdoossilífero, destacando-se braquiópodes, peliciópodes, gastrópodes e ostracodes (Popp *et al.*, 1981). Gray *et al.* (1985), utilizando-se de acritarcas e prasinófitos (esporos e fitoplâncton), situaram essa formação no Landoveriano Inferior (Ordoviciano). Esse patamar de idade tem sido confirmado através de quitinozóários que ocorrem nessa formação.



Em direção ao topo da formação, são assinalados arenitos de granulação fina com estratificações cruzadas e laminações truncadas por ondas. Intercalando-se nas camadas arenosas, observam-se camadas de siltitos róseos, às vezes com moldes de conchas. As informações anteriores, adicionadas aos dados obtidos por Assine *et al.* (1994), são indicativas de uma faciologia típica de ambiente deposicional marinho.

Segundo esses autores, os arenitos superiores constituem a porção regressiva do ciclo ordoviciano-siluriano da Bacia do Paraná.

### Grupo Paraná

O Grupo Paraná se originou em um evento transgressivo marinho, possivelmente relacionado ao domínio andino. É constituído de uma seqüência arenosa basal e de uma seqüência argilosa superior. São reconhecidas no grupo duas formações: Furnas e Ponta Grossa — ambas aflorantes nos domínios sul (curso superior) da bacia hidrográfica do rio Tibagi.

#### Formação Furnas

A Formação Furnas, do Devoniano Inferior (fig. 3), aflora nos estados do Paraná (nas regiões de Ponta Grossa e Piraí do Sul, por exemplo), São Paulo, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso e Goiás. Constitui um pacote com cerca de 200 m de espessura e sua litologia é composta de arenitos esbranquiçados, de granulação média a muito grossa, pobremente classificados e com matriz caulínica. Localmente, intercalam-se camadas delgadas de material argiloso a siltico micáceo ou de arenito fino. Na base, a formação pode apresentar conglomerados com até pouco mais de um metro de espessura, cujo seixos centimétricos de quartzo e quartzito são mal arredondados e dispersos em matriz arenosa grossa. Em vários níveis do pacote arenoso também podem ser encontrados pequenos seixos dispersos, de quartzo ou quartzito (Petri & Fúlfaro, 1983).

A Formação Furnas, com base em estudos desenvolvidos na seqüência de topo, é geralmente considerada o registro de uma transgressão marinha desenvolvida sobre topografia de relevo suave. Contudo, a seqüência de base demonstra estratificações cruzadas acanaladas típicas de ambiente continental fluvial (Milani *et al.*, 1994). Existem inúmeras indicações de que o transporte e a deposição dos detritos ocorreram com interferência de correntes relativamente fortes, em águas rasas, quando a bacia sofria lenta subsidência.

#### Formação Ponta Grossa

A Formação Ponta Grossa, de idade devoniana superior (fig. 3), aflora nos estados do Paraná (nas regiões

de Ponta Grossa e Jaguariaíva, por exemplo), Goiás, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. É constituída de folhelhos, folhelhos silticos e siltitos cinza-escuros a pretos, localmente carbonosos, fossilíferos, micáceos e com intercalações de arenitos cinza-claros, finos a muito finos e micáceos, formando bancos de até 5 m de espessura (Schneider *et al.*, 1974).

Nessa formação a estrutura sedimentar primária mais freqüente é a laminação plano-paralela, com intervalos de estratificação cruzada de pequeno porte localmente acanalada, laminações cruzadas, laminação *flaser*, marcas onduladas, bioturbação e estruturas de escorregamento.

O conteúdo fossilífero da formação indica, inquestionavelmente, condições marinhas de deposição. Os folhelhos pretos laminados evidenciam deposição em águas mais calmas e profundas.

### Supergrupo Tubarão

O Supergrupo Tubarão constitui-se dos grupos Itararé e Guatá (Schneider *et al.*, 1974). O Supergrupo foi originalmente proposto por White (1908), que o designou “Série Tubarão”, e contém fortes evidências de glaciação e de ingressões marinhas associadas.

No Grupo Itararé são verificados pacotes contendo indícios de ação do gelo, enquanto que no Grupo Guatá, pós-glacial, são observadas camadas de carvão.

A litologia do Supergrupo Tubarão é bastante variada, com arenitos, siltitos, argilitos, ritmitos, diamictitos, conglomerados, folhelhos carbonosos e carvões.

### Grupo Itararé

O Grupo Itararé (Schneider *et al.*, 1974) (fig. 3) tem espessura máxima em torno de 1.300 m, assinalada no centro-oeste do estado de São Paulo (Pró-Minério, 1981), a qual diminui gradativamente em direção às rochas da borda da bacia.

As litologias mais comuns desse grupo são os argilitos, arenitos, diamictitos, siltitos e folhelhos (Schneider *et al.*, 1974; Petri & Fúlfaro, 1983).

A glaciação está bem comprovada pela ocorrência de rocha *moutonnée* e de pavimentos estriados sobre o embasamento, assim como pavimentos de clastos, presença de típicos tilitos com seixos e blocos caracteristicamente trabalhados pela abrasão glacial (Petri & Fúlfaro, 1983; Pró-Minério, 1981).

O Grupo Itararé, segundo Schneider *et al.* (1974), é subdividido nas seguintes formações: Campo do Tenente, Mafra, Rio do Sul e Aquidauana — esta última não ocorre nos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. As três primeiras formações apresentam ampla distribuição no âmbito da bacia hidrográfica do rio Tibagi (nas regiões de Telêmaco Borba e Uvaia, por exemplo), e são adotadas na subdivisão desta síntese.

Recentemente, Milani *et al.* (1994) incluíram as formações Mafra e Campo do Tenente no contexto de uma nova proposta de estratigrafia para o Grupo Itararé, denominada Formação Campo Mourão.

#### Formação Campo do Tenente

A Formação Campo do Tenente (Schneider *et al.*, 1974), de idade carbonífera superior (Stephaniano), aflora nos estados de Santa Catarina e Paraná, e apresenta espessura da ordem de 200 m.

Segundo Petri & Fúlfaro (1983), essa formação é constituída de argilitos castanho-avermelhados com laminação plano-paralela. Secundariamente ocorrem ritmitos e diamictitos de matriz arenosa, e localmente, na base, arenitos amarelados finos a médios, mal selecionados, com estratificação cruzada acanalada.

Schneider *et al.* (1974), baseando-se nos diamictitos e pavimentos estriados, atribuem influência glacial a essa formação.

#### Formação Mafra

A Formação Mafra, de idade permiana inferior (dados palinológicos), aflora nos estados do Paraná e Santa Catarina, possuindo uma espessura da ordem de 350 m (Schneider *et al.*, 1974).

Petri & Fúlfaro (1983) descrevem essa formação como constituída de arenitos esbranquiçados, amarelos e vermelhos, de granulometria variada, ocorrendo desde arenitos finos bem selecionados, com laminação ondulada e estratificação plano-paralela em espessos bancos, até arenitos médios a grossos, com estratificação cruzada acanalada e estruturas de escavação e preenchimento. Secundariamente, são encontrados diamictitos, conglomerados, ritmitos e argilitos.

Segundo Schneider *et al.* (1974), a Formação Mafra depositou-se em condições ambientais marinhas e continentais. Os depósitos da parte basal apresentam características indicadoras de condições fluviais. As características litológicas e sedimentares das partes média e superior sugerem deposição em condições marinhas, que são corroboradas pela presença de braquiópodes e moluscos marinhos. A grande quantidade de diamictitos sugere influência glacial, principalmente como agente erosivo, transportador e supridor de materiais.

#### Formação Rio do Sul

A Formação Rio do Sul corresponde à parte superior do Grupo Itararé, e pode alcançar 350 m de espessura (Schneider *et al.*, 1974).

A litologia na base da formação é dada predominantemente por folhelhos e argilitos cinza-escuros, localmente várvidos. No topo a formação apresenta argilitos, folhelhos várvidos, ritmitos, arenitos finos e diamictitos.

Em geral, as estruturas mais comuns nos argilitos são a laminação plano-paralela e a rítmica, enquanto que os pacotes siltico-arenosos exibem acamamento gradacional, laminação plano-paralela e cruzada, marcas ondulares e estruturas de escorregamento. As bancadas arenosas apresentam laminação cruzada, e nos diamictitos proliferam estratificação irregular, estruturas convolutas e de escorregamento (Schneider *et al.*, 1974).

As rochas da Formação Rio do Sul indicam um ambiente predominantemente marinho (Schneider *et al.*, 1974), sendo que os seixos encontrados nos folhelhos são tidos como “pingados” de blocos de gelo flutuantes.

As poucas ocorrências fossilíferas de braquiópodes, pelcípodas, gastrópodes, crinóides e restos de peixes, adicionadas a dados palinológicos (Petri & Fúlfaro, 1983), indicam uma deposição no Permiano Médio (Kunguriano) para essa formação.

#### Grupo Guatá

Segundo Schneider *et al.* (1974), o Grupo Guatá constitui-se de siltitos cinza-esverdeados e arenitos, com intercalações de camadas de carvão e de folhelhos carbonosos. Esse grupo, de idade permiana, é dividido em duas formações: Rio Bonito e Palermo (White, 1908) — ambas aflorantes na bacia hidrográfica do rio Tibagi (região de Curiúva).

#### Formação Rio Bonito

A Formação Rio Bonito, de idade eo-permiana, aflora nos estados de Santa Catarina e Paraná contendo espessura máxima de 269 m. É constituída, nos terços inferior e superior, predominantemente por arenitos. No terço médio prevalecem siltitos e folhelhos contendo camadas de carvão e calcários com ocasionais intercalações de arenitos. Sucessões de ritmitos com estruturas de sobrecarga e marcas de sola na parte inferior de leitos arenosos são estruturas freqüentes nessa formação. Verifica-se acamamento irregular em alguns arenitos. Outras estruturas, como microlaminações cruzadas, pequenas estruturas de sobrecarga de diversos tipos, pelotas e bolsões de areia, estruturas do tipo chama, estruturas de injeção e estruturas tubiformes e mosqueadas, podem se associar (Petri & Fúlfaro, 1983).

Schneider *et al.* (1974) subdividiram a Formação Rio Bonito em três membros: a) Membro Triunfo (porção basal), constituído essencialmente por arenitos e, subordinadamente, por folhelhos carbonosos com leitos de carvão, pertencentes ao Permiano Médio (Kunguriano); b) Membro Paraguaçu (porção média), constituído de folhelhos e siltitos cinza intercalados com arenitos e rochas carbonáticas, pertencentes ao Permiano Médio (Kunguriano); c) Membro Siderópolis (porção superior), constituído predominantemente por arenitos finos de cor cinza-escuro e, subordinadamente, por

argilitos e folhelhos carbonosos com camadas locais de carvão, pertencentes ao Permiano Médio-Superior (Kunguriano- Kazaniano).

As associações litológica e estrutural observadas são típicas em um contexto de deposição flúvio-deltaica na base da formação, que posteriormente evolui para um ambiente marinho transgressivo na porção média e culmina com um ambiente marinho litorâneo na porção superior da formação (Schneider *et al.*, 1974; Milani *et al.*, 1994).

#### Formação Palermo

A Formação Palermo (fig. 3), de idade neo-permiana, aflora nos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, e sua maior espessura é 281 m.

Segundo Petri & Fúlfaro (1983), sua constituição litológica é predominantemente de siltitos arenosos cinza-amarelados e cinza-esverdeados. Localmente, ocorrem arenitos finos a médios no topo, e concreções e nódulos de sílex na base. Contém estruturas mosqueadas, deformadas e de sobrecarga.

Schneider *et al.* (1974) concluíram que, de acordo com as características litológicas dessa formação, sua deposição foi em ambiente marinho transgressivo de águas rasas, abaixo do nível de ação das ondas.

#### Grupo Passa Dois

O Grupo Passa Dois, em sua porção no estado do Paraná e, mais especificamente, na bacia hidrográfica do rio Tibagi, aflora em faixas estreitas e constitui-se de quatro formações: Irati, Serra Alta, Teresina e Rio do Rasto. É característico no curso médio do Rio Tibagi e é melhor visualizado no perfil entre os municípios de Sapopema e São Jerônimo da Serra.

As formações desse grupo não se separam por grandes intervalos em extensão aflorante, mas denotam características capazes de mapeá-las.

#### Formação Irati

A Formação Irati, de idade neo-permiana (fig. 3), aflora nos estados de São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. É a unidade de base do Grupo Passa Dois e aflora no Paraná (na região de Sapopema, por exemplo) em faixas descontínuas, em zonas de falhamentos e de intrusões de grandes *sills* de diabásio. Segundo Petri & Fúlfaro (1983), a Formação Irati caracteriza-se por folhelhos pretos, geralmente betuminosos, de modo que, pela fragmentação, e quando expostos em superfícies não intemperizadas, exalam sempre odor de petróleo. Esses folhelhos são interestratificados com leitos irregulares de dolomitos e calcários, muitas vezes lenticulares. Concreções de sílex de dimensões centimétricas, muitas vezes chamadas de “bone-

cas” de sílex, foram notadas por White (1908). Os “folhelhos petrolíferos” desse autor são hoje reconhecidos como folhelhos pirobetuminosos. Os dolomitos, na área de afloramentos, predominam sobre os calcários. As bonecas são muito características, tanto que, em lugares onde o Irati está decomposto, aparecem em solo normalmente vermelho, por serem resistentes ao intemperismo.

O ambiente de sedimentação dessa formação parece representar ambiente marinho de águas rasas (Schneider *et al.*, 1974), em bacias ou bacias grandemente confinadas, em clima adequado à precipitação de calcários e condições físico-químicas favoráveis à sua dolomitização e à acumulação de matéria orgânica geradora de pirobetumes (Petri & Fúlfaro, 1983; Pró-Minério, 1981).

Segundo Pró-Minério (1981), a Formação Irati foi dividida por Barbosa & Gomes (1958) em dois membros: Taquaral e Assistência.

O Membro Taquaral tem espessura máxima de 20 m e dificilmente aparece com mais de 10 m. Sua constituição litológica é de argilitos, folhelhos de cor cinza-clara a escura e siltitos. No estado de São Paulo pode ocorrer junto à base uma camada delgada de arenito de granulação fina a grossa, ou conglomerática, com seixos de sílex e quartzo de até cerca de 5 cm de diâmetro, além de dentes e fragmentos de escamas de peixes e restos de crustáceos (Pró-Minério, 1981).

O Membro Assistência tem espessura em torno de 30 a 50 m e litologia bem variada, com predomínio de dolomitos e calcários parcialmente dolomitizados e de folhelhos pirobetuminosos e piritosos. Sua estratificação é plano-paralela, muito regular, às vezes rítmica, com alternância de carbonatos e folhelhos. Nos leitos de dolomito e calcário (este último, sempre escasso) pode-se observar marcas onduladas, estruturas convolutas, oólitos, laminação algálica, brecha intraformacional local e dobramentos penecontemporâneos devidos a deslizamentos.

#### Formação Serra Alta

A Formação Serra Alta (fig. 3), de idade neo-permiana, aflora nos estados de Santa Catarina, Paraná e São Paulo. Possui espessura em torno de 100 m, mas, geralmente, nos estados de São Paulo e Paraná não chega à metade desse valor.

De acordo com Petri & Fúlfaro (1983), diversos autores consideram a Serra Alta com *status* de formação, e sua litologia constitui-se de folhelhos pirobetuminosos no topo, além de siltitos cinza-escuros com fratura concóide acima da formação. Por outro lado, Mendes (1967) identifica que os siltitos cinza-escuros com fratura concóide são, na maior parte, sem estratificação visível. Nódulos de calcários cinzentos e eclipsoidais ocorrem ocasionalmente, com o eixo mais longo coincidindo com os planos de estratificação.

A Formação Serra Alta possui restos de pelícípodas e de peixes, ainda muito pouco estudados. Aparentemente, representa um ambiente de sedimentação marinho de águas pouco profundas, porém com acumulação abaixo do nível de ação das ondas (Pró-Minério, 1981).

#### Formação Teresina

A Formação Teresina (Schneider *et al.*, 1974; Petri & Fúlfaro, 1983) é constituída essencialmente por ritmitos alternados de argilitos e folhelhos cinza-escuros, com siltitos e arenitos muito finos (fig. 3). Na parte superior ocorrem calcários, por vezes oolíticos, e leitos de coquina. Em geral, os calcários encontram-se silicificados.

As estruturas sedimentares a destacar são: laminações do tipo *flaser*, marcas de onda, microlaminações cruzadas, juntas de contração e diques de arenitos — todos freqüentemente assinalados na seção superior da unidade. Nas camadas calcíferas ocorrem estruturas oolíticas e estromatolíticas. Nos siltitos e arenitos é comum a laminação plano-paralela, que também é observada nos calcários do pacote sedimentar.

Suas relações de contato na base ocorrem de modo gradual ou interdigitado com a Formação Serra Alta. No topo da Formação Teresina as relações de contato ocorrem com a Formação Rio do Rasto de modo semelhante à base, sendo difícil estabelecer os limites de uma ou de outra formação. Características litológicas indicam uma bacia sob condições de águas rasas, agitadas, dominadas por marés (Schneider *et al.*, 1974). A presença de calcários oolíticos e laminações algálicas sugerem ambientes de inframaré, entremaré e até supramaré.

O conteúdo fóssilífero é predominantemente constituído por restos de peixes, conchostráceos, ostracódios, plantas e palinórfos, que indicam o Neopermiano como idade de deposição para a Formação Teresina (Mendes, 1967).

#### Formação Rio do Rasto

A Formação Rio do Rasto, de idade neo-permiana-triássica (fig. 3), aflora nos estados do Rio Grande do Sul e Paraná. Apresenta espessura de até 400 m nos afloramentos da borda leste da Bacia Sedimentar do Paraná. A formação constitui-se de arenitos, siltitos e, secundariamente, argilitos. Os arenitos formam lentes relativamente curtas, em geral com menos de 3 m de espessura, podendo chegar a 10 m. Nos afloramentos há predomínio das cores vermelhas, podendo ocorrer tonalidades de chocolate, púrpura e verde. A estratificação é predominantemente horizontal, ocorrendo, também, estratificações cruzadas (Petri & Fúlfaro, 1983).

Segundo Schneider *et al.* (1974), essa formação está dividida em dois membros: Serrinha e Morro Pelado.

Ainda de acordo com esses autores, o Membro Serrinha é constituído de siltitos esverdeados a arroxeados, com intercalações de argilitos, arenitos finos e bancos carbonáticos, por vezes oólicos, na base da formação, e sua deposição ocorreu em ambiente de planície de maré; o Membro Morro Pelado constitui-se de argilitos e siltitos vermelhos, com intercalações de corpos lenticulares de arenitos finos situados na parte superior da formação.

#### Grupo São Bento

O Grupo São Bento é marcado por ambiente de deposição desértico e por derrames basálticos. Constituído pelas formações Pirambóia, Botucatu e Serra Geral, é uma característica marcante da porção inferior da bacia hidrográfica do rio Tibagi.

#### Formação Pirambóia

A Formação Pirambóia, de idade triássica (fig. 3), aflora nos estados de São Paulo e Paraná (vide parte dos municípios de Tamarana e São Jerônimo da Serra), tendo espessura máxima de 270 m.

A litologia dessa formação caracteriza-se por uma sucessão de camadas arenosas, comumente vermelhas. São encontrados fósseis como conchostráceos e ostracódios (Almeida, 1950; Mendes, 1954; Souza *et al.*, 1971), escamas de peixes e raros restos vegetais (Pró-Minério, 1981). Os arenitos são, geralmente, de granulação média a fina, possuindo maior proporção da fração argilosa na parte inferior que na parte superior da formação, onde localmente ocorrem arenitos grossos e conglomeráticos. Predomina a estratificação plano-paralela, destacada pela alternância de lâminas mais ou menos ricas em argila e silte ou, ainda, mostra estratificação cruzada de dimensão média a grande, do tipo tangencial. Não são raras as marcas de onda ou corrente. Petri & Fúlfaro (1983) relacionaram as variações litológicas que são observadas na Formação Pirambóia, que caracterizam as fácies predominantes de canal e transbordamento (Pró-Minério, 1981).

Essa formação representa, por suas características litológicas e estruturais, uma deposição em ambiente continental, oxidante, majoritariamente fluvial em canais meandantes e planícies de inundação, com pequenas lagoas esparsas (Petri & Fúlfaro 1983; Pró-Minério, 1981).

#### Formação Botucatu

A Formação Botucatu, de idade jurássico-cretácea, aflora nos estados de São Paulo e Paraná (vide parte dos municípios de Tamarana, Mauá da Serra e São Jerônimo da Serra) e raramente ultrapassa 100 m de espessura.

Segundo Petri & Fúlfaro (1983), essa formação constitui-se quase que inteiramente de arenitos de granulação fina a média, homogêneos, com boa seleção de grãos foscos com alta esfericidade; são avermelhados e exibem estratificação cruzada tangencial de médio a grande porte, característica de duna caminhante.

Em algumas partes do pacote, encontram-se arenitos de deposição subaquosa. Essas seqüências hidroclásticas podem mostrar ciclos com acamamento gradado, denotando outros tantos episódios de invasão da área de dunas por torrentes (Petri & Fúlfaro, 1983; Pró-Minério, 1981).

A Formação Botucatu representa os diversos subambientes de um grande deserto de aridez crescente, cuja existência se prolonga até a ocasião do vulcanismo basáltico. O empilhamento de grandes dunas em vasta área, constituindo *ergs*, foi a característica dominante desse deserto. Das regiões cristalinas periféricas e daquelas em que os sedimentos da bacia sedimentar se achavam então expostos, provinham seus sedimentos, sujeitando-se à deflação e à abrasão eólica. Pequenas e raras lagoas periódicas acumulavam sedimentos clásticos finos. O vulcanismo basáltico iniciou sua atividade quando imperavam essas condições desérticas (Petri & Fúlfaro, 1983).

#### Formação Serra Geral

A Formação Serra Geral (fig. 3), de idade cretáceo-jurássica, aflora nos estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná (vide regiões de Londrina, Sertãoópolis e Jataizinho), São Paulo, Mato Grosso do Sul, Goiás e Minas Gerais.

As eruptivas dessa formação compreendem, predominantemente, um conjunto de derrames de basaltos toleíticos (Leinz *et al.*, 1966; 1968) e, subordinadamente, um conjunto de derrames de riolitos, dacitos e riodacitos (Melfi *et al.*, 1988). Estes últimos, associados às ocorrências de basaltos pórfiros, constituem, segundo Mineropar (1989), uma subunidade estratigráfica designada Membro Nova Prata. Esta mesma subunidade tem sido denominada como "Ácidas Tipo Chapecó" (ATC) por Melfi *et al.* (1988), Pinese (1989), Piccirillo *et al.* (1990) e Nardy (1996), entre outros autores (fig. 3).

Tais conjuntos de derrames se intercalam em arenitos com as mesmas características dos pertencentes à Formação Botucatu. Associam-se a eles corpos intrusivos de mesma composição, constituindo-se, sobretudo, de diques e *sills*.

Na região da bacia hidrográfica do rio Tibagi são assinaladas inúmeras ocorrências de corpos intrusivos, como os diques de composição basáltica e de composição riodacítica estudados por Pinese (1989) e Piccirillo *et al.* (1990), com direções predominantes N 45° W, os quais encontram-se alojados tanto nos basaltos como

nos sedimentos da Bacia do Paraná. Na realidade, os diques básicos e ácidos cortam todas as litologias descritas, inclusive aquelas do embasamento cristalino, como granitóides e rochas do Grupo Açungui (Pinese, 1989).

Os derrames de basalto são formados por rochas de coloração cinza-escura a negra, em geral afaníticas. Apresentam espessura individual variável, desde poucos metros até 100 m. Sua extensão, a se julgar pelo exame de exposição nas escarpas das serras regionais, como no Vale do Rio Grande, e por análise de fotografias aéreas, pode ultrapassar 10 km.

Nos derrames mais espessos a zona central é maciça, microcristalina, fraturada por juntas subverticais de contração dividindo a rocha em colunas. A parte superior dos derrames, numa espessura que pode alcançar 20 m, toma aspecto melafírico, aparecendo vesículas e amígdalas, com freqüência alongadas horizontalmente, e sendo aí maior a porcentagem de matéria vítrea na rocha. As amígdalas são parcial ou inteiramente preenchidas por calcedônia e zeólitas.

A uniformidade dos derrames, a vasta extensão que cobrem, sua associação com diques contemporâneos, a preservação local de morfologia das dunas e a raridade de produtos piroclásticos indicam que os basaltos da Formação Serra Geral se originaram do extravasamento rápido de lava muito fluída através de geoclases e falhas menores.

A persistência das condições desérticas durante o vulcanismo é comprovada pela existência das intercalações eólicas.

#### Grupo Bauru

O Grupo Bauru (Soares *et al.*, 1980), no âmbito da bacia hidrográfica do rio Tibagi (fig. 3), está representado pelas formações Santo Anastácio e Adamantina, que são características da porção extremo norte do curso inferior do rio Tibagi, ocorrendo com destaque na região de Bela Vista do Paraíso.

O grupo está localizado na Bacia Sedimentar do Paraná, numa área deprimida, recobrimdo as lavas basálticas da Formação Serra Geral, no planalto ocidental.

#### Formação Santo Anastácio

A Formação Santo Anastácio, de idade cretácea, aflora no estado do Paraná, tendo espessura máxima em torno de 80 a 100 m.

A litologia mais característica dessa formação é representada por arenitos marrom-avermelhados a arroxeados, de granulação fina a média, seleção geralmente regular a ruim, com grãos arredondados a subarredondados, cobertos por película limonítica. Mineralogicamente, constituem-se essencialmente de quartzo, ocorrendo, subordinadamente, feldspato, calcedônia e

opacos. O caráter subarcosiano é freqüente. Localmente ocorrem cimento e nódulos carbonáticos preservados, sendo comum orifícios atribuídos à dissolução desses nódulos. As estruturas sedimentares observadas são muito pouco pronunciadas. Predominam bancos maciços com espessuras métricas e decimétricas, ocorrendo também incipiente estratificação plano-paralela ou cruzada (Petri & Fúlfaro, 1983).

O ambiente de sedimentação não está totalmente esclarecido. Soares *et al.* (1980) admitem deposição em ambiente fluvial meandrante a transicional para anastomosado com fonte de material essencialmente psamítico. Houve uma diminuição de energia no ambiente deposicional, confirmada pelas estruturas observadas e pela diminuição granulométrica que ocorre rumo ao topo.

#### Formação Adamantina

A Formação Adamantina, de idade cretácea superior, aflora nos estados de São Paulo e Paraná, abrangendo um conjunto de fácies cuja principal característica é a presença de bancos de arenitos de granulação fina a muito fina. A cor varia de roxa a castanha, com nítida estratificação cruzada e bancos de espessura variando entre 2 e 20 m, alternados com lamitos, siltitos e arenitos lamíticos que vão do castanho-avermelhado ao cinza-acastanhado, maciços ou com acamamento plano-paralelo grosseiro, freqüentemente com marcas onduladas e microestratificação cruzada (Soares *et al.*, 1980). É comum a ocorrência de seixos de argilito da própria unidade e de cimento e nódulos carbonáticos (Petri & Fúlfaro, 1983).

É destaque nessa formação a presença de sedimentos mais finos e bem selecionados, com a freqüente ocorrência de micas e, mais raramente, feldspato, sílica amorfa e opacos. Alguns autores propõem a subdivisão da formação, baseando-se sempre em seus aspectos comuns, na grande área de ocorrência e na heterogeneidade das litologias presentes, que não têm propiciado a definição de correspondências estreitas entre as unidades propostas.

Conforme Soares *et al.* (1980), o ambiente de deposição da Formação Adamantina foi um extenso sistema fluvial meandrante, predominantemente pelítico a sul, gradando para psamítico a leste e a norte, e parcialmente, nessas regiões, com transição para anastomosado.

#### CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante do exposto, verifica-se a complexidade e a diversidade da geologia na área de influência da bacia hidrográfica do rio Tibagi.

O conhecimento dessa complexa e variada área, como demonstram diferentes autores, deixa clara a importância da avaliação das relações biunívocas entre

o homem e o meio físico geológico (Ruiz & Guidicini, 1998).

Com efeito, vale ressaltar que é esse tipo de conhecimento que propicia avaliar as condições geomorfológicas, estratigráficas e litológicas e o comportamento dos aquíferos subterrâneos, tidos como um dos grandes mananciais do futuro na obtenção de água pura e limpa (por exemplo, o Aquífero Guarany). Contribui, ainda, para a caracterização das propriedades mineralógicas, físicas, químicas e geomecânicas dos materiais terrestres (rochas e solos) envolvidos na recuperação de recursos naturais e nas alterações ambientais. De modo geral, essa avaliação comportamental dos maciços rochosos e dos solos permite a previsão de alterações ao longo do tempo e a determinação dos parâmetros a serem considerados na melhoria e na manutenção das condições ambientais.

Na gestão ambiental, os parâmetros utilizados, como vazão líquida, grau de saturação e profundidade do nível da água (NA), dependem de indicadores (Bitar & Ortega, 1998), dentre os quais podem ser destacados feições erosivas (boçorocas) e de massas em movimento, aporte de sedimentos, dimensão do assoreamento, elevação/rebaixamento do NA e presença de blocos e/ou matacões instáveis. Todos esses indicadores encontram-se invariavelmente relacionados a processos do meio físico, com reconhecido potencial destrutivo natural ou provocado, a saber: erosão pela água, escorregamentos por força gravitacional (movimentos de regolito), transporte ou deposição de sedimentos e partículas, movimentação das águas subterrâneas, interações físico-químicas água/rocha/solo, queda de bloco/detrimento e subsidência.

Outro aspecto a destacar é a notável correlação que se observa entre o contexto geológico da bacia hidrográfica do rio Tibagi e os planaltos geomorfológicos propostos por Maack (1981), bem como a correlação desse contexto geológico com os tipos de solo e de fertilidade e com a distribuição climática propostos por Embrapa-Iapar (1984) e Embrapa (1999).

Desse modo, o primeiro planalto, ou Planalto de Curitiba (Maack, 1981), encontra-se representado exclusivamente por rochas do embasamento cristalino, que na área de abrangência da bacia do Tibagi correspondem a granitóides e aos grupos Castro e Açungui (a respeito, ver o segundo item, "Embasamento Cristalino", neste capítulo). De acordo com Embrapa-Iapar (1984), o clima predominante, pela classificação de Köppen, é do tipo Cfb, que tem característica mesotérmica, variando de úmido a superúmido, sem estação seca, com verões frescos e média de temperatura na faixa dos 22°C no mês mais quente — no Cfb as geadas são mais severas e mais freqüentes do que no Cfa. E os tipos de solo mais comuns (cf. Embrapa, 1999) são aqueles designados como neossolos (antigos litólicos), cambissolos, argissolos (antigos podzólicos) e latossolos, todos carac-

terizados como álicos, ou seja, todos com saturação de alumínio acima de 50%.

O segundo planalto, ou Planalto de Ponta Grossa (Maack, 1981), que na bacia hidrográfica corresponde às calhas superior e média do rio Tibagi, encontra-se representado geologicamente por toda a seqüência de sedimentos paleozóicos/mesozóicos da Bacia Sedimentar do Paraná, ou seja, desde os diamictitos do Grupo Rio Ivaí até os arenitos da Formação Botucatu (fig. 4). Segundo Embrapa-Iapar (1984), também nesse planalto predomina o clima do tipo Cfb, com base na classificação de Köppen. Os solos predominantes são argissolos (podzólico), neossolos (litólico), cambissolos e latossolos (Embrapa, 1999). O tipo neossolo (antigo litólico) é o único com característica eutrófica, diferenciando-se, assim, um pouco do seu correspondente do primeiro planalto. Por outro lado, os demais tipos caracterizam-se como álicos (saturação de Al acima de 50%). O neossolo eutrófico, nesse caso, tem distribuição restrita na região limítrofe do segundo com o terceiro planalto.

O terceiro planalto, ou Planalto de Guarapuava (Maack, 1981), encontra-se, do ponto de vista geológico, representado exclusivamente por derrames basálticos da Formação Serra Geral e por bancos arenosos do Grupo Bauru (figs. 3 e 4). No âmbito da bacia hidrográfica a área está posicionada no curso inferior do rio Tibagi. Conforme Embrapa-Iapar (1984), o clima predominante, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa, que tem característica mesotérmica, sem estação seca, com verões quentes e média de temperatura superior a 22°C no mês mais quente. Nas áreas mais próximas da divisa com o estado de São Paulo, o tipo de clima pode ser o Cwa, cuja única diferença em relação ao Cfa é apresentar estiagem no inverno. Os solos predominantes são muito mais férteis do que os solos dos dois planaltos descritos anteriormente. Tal fato está intimamente relacionado à litologia vulcânica do terceiro planalto e ao tipo de clima atuante na região, o que tem favorecido uma atuação intempérica consistente. Nesse sentido, os tipos de solo predominantes são os eutróficos, e estão representados por solos como neossolos, nitossolos (antiga terra roxa estruturada) e latossolos vermelho-escuros (antigo latossolo roxo) (Embrapa, 1999).

Em suma, na bacia hidrográfica do rio Tibagi inúmeras outras características físicas encontram-se intimamente relacionadas com a distribuição e a evolução geológica local. Contudo, não é escopo deste capítulo tratar dessas observações de forma pormenorizada. Sem dúvida, trabalhos futuros contribuirão nesse sentido e enriquecerão o escasso acervo de dados geológicos dessa bacia, em escala de detalhe e semi-detalhe.

## Agradecimentos

Agradeço a Iascara Augusta De França, que, com dedicação e paciência, importou os dados geológicos para uma base cartográfica única em Auto-Cad. Também expresse meus agradecimentos à Companhia Paranaense de Energia Elétrica (Copel) que, através do convênio Copel/Itedes/Uel (CV/SPE - 01/95), tem cedido à Universidade Estadual de Londrina um veículo especial para incursões em alguns trabalhos de campo. Aos revisores, em particular a Paulo Roberto dos Santos, do Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo, agradeço pelas inúmeras sugestões e críticas, que em muito auxiliaram na finalização e apresentação deste capítulo.

## Referências Bibliográficas

- Almeida, F.F.M. 1950. Uma faunula de cretáceos bivalvos do Arenito Botucatu no estado de São Paulo. Bol. Div. Geol. Min., 134:1-36.
- Almeida, F.F.M. 1956. Novas ocorrências de fósseis no Pré-Cambriano brasileiro. In: Anais Acad. Bras. Ci., 28(4):54-55.
- Almeida, F.F.M. 1980. Tectônica da Bacia do Paraná no Brasil. Relatório. Paulipetro, São Paulo.
- Almeida, F.F.M. 1981. Síntese sobre a tectônica da Bacia do Paraná. In: Atas do 3º Simpósio Regional de Geologia, 1:1-20. SBG, Curitiba.
- Almeida, F.F.M. & Hasui, Y. 1984. O Pré-Cambriano do Brasil. Edgard Blücher, São Paulo.
- Alvarenga, C.L. & Trompette, R. 1994. A Faixa Paraguai e sua compartimentação estratigráfica e tectônica. In: Anais do 38º Congresso Brasileiro de Geologia. SBG, Balneário Camboriú. pp.239-240.
- Arioli, E.E. 1981. Geologia do Grupo Castro na folha SG.22-D-IV-4. In: Atas do 3º Simpósio Regional de Geologia, 1:185-200. SBG, Curitiba.
- Assine, M.L. & Soares, P.C. 1989. Correlações nas seqüências mesopaleozóicas da Bacia do Paraná. Acta Geol. Leopold., 12(29):39-48.
- Assine, M.L.; Soares, P.C. & Milani, E.J. 1994. Seqüências tectono-sedimentares mesopaleozóicas da Bacia do Paraná, Sul do Brasil. Rev. Bras. Geoc., 24(2):77-89.
- Barbosa, O. & Gomes, F.A. 1958. Pesquisa de petróleo na bacia do rio Corumbataí, estado de São Paulo. Bol. Div. Geol. Min., (171):1-40.
- Basei, M.A.S. 1985. O Cinturão Dom Feliciano em Santa Catarina. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Bigarella, J.J. & Salamuni, R. 1956. Estudos preliminares na Série Açungui. V. Estruturas organógenas nos dolomitos da Formação Capiru (estado do Paraná). Dusenía, 7(6):317-323.
- Bitar, O.Y. & Ortega, R.D.E. 1998. Gestão ambiental. In: Geologia de engenharia. A.M.S. Oliveira & S.N.A. Brito (eds.). ABGE, São Paulo. pp.499-508.
- Campanha, G. 1992. Tectônica da porção das supracrustais do Vale do Ribeira, SP e PR. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Campos Neto, M.C. 1985. Evolução do Pré-Cambriano paulista e regiões adjacentes. In: Atas do 5º Simpósio Regional de Geologia, 2:561-571. SBG, São Paulo.
- Dardenne, M.A. 1978. Zonação tectônica na borda ocidental do Cráton do São Francisco. In: Anais do 30º Congresso Brasileiro de Geologia, 1:299-308. SBG, Recife.
- Derby, O.A. 1878. Geologia da região diamantífera da província do Paraná no Brasil. Arq. Mus. Nac., 3:89-96.
- Dias, M.V.F. & Salazar Jr., O. 1987. Geologia da Seqüência Antinha, Grupo Açungui, Paraná. In: Atas do 3º Simpósio Sul-Brasileiro de Geologia, 1:263-268. SBG, Curitiba.
- Ebert, H. 1971. Observações sobre a litologia e subdivisão do Grupo Setuva no estado do Paraná, com sugestões à tectônica

- geral do geossinclíneo Açungui. In: Anais do 25º Congresso Brasileiro de Geologia, 1:131-146. SBG, São Paulo.
- Embrapa–Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/Iapar–Instituto Agrônômico do Paraná. 1984. Levantamento de reconhecimento dos solos do estado do Paraná. Embrapa-SNLCS/Sudesul/Iapar, Curitiba.
- Fiori, A.P. 1990. Tectônica e estratigrafia do Grupo Setuva a norte de Curitiba. Tese de Livre-Docência, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Fiori, A.P. 1991. Tectônica de cavalgamento no Grupo Açungui. In: Boletim do 3º Simpósio Nacional de Estudos Tectônicos. SBG, Rio Claro. pp.134-136
- Fragoso César, A.R.S. 1991. Tectônica de placas no Ciclo Brasileiro: as orogenias dos cinturões Dom Feliciano e Ribeira no Rio Grande do Sul. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Fragoso César, A.R.S.; Figueiredo, M.C.H.; Soliani Jr., E. & Faccini, U.F. 1986. O Batólito Pelotas (Proterozóico Superior/Eo-Proterozóico) no Escudo do Rio Grande do Sul. In: Anais do 34º Congresso Brasileiro de Geologia. SBG, Goiânia. pp.1322-1337.
- Fuck, R.A.; Sá, E.F.J.; Pimentel, M.M.; Dardenne, M.A. & Soares, A.C.P. 1993. Atas do 2º Simpósio sobre o Cráton do São Francisco. Salvador, BA. pp.161-185.
- Fuck, R.A.; Pimentel, M.M. & Silva, L.J. 1994. Compartimentação tectônica na porção oriental da Província Tocantins. In: Anais do 38º Congresso Brasileiro de Geologia. SBG, Balneário de Camboriú. pp.215-216.
- Gray, J.; Colbath, G.K.; Faria, A.; Boucot, A.J. & Rohr, D.M. 1985. Silurian age fossils from the paleozoic Paraná Basin, southern Brazil. *Geology*, 13:521-525.
- Hallinan, S.E.; Mantovani, M.S.M.; Shukowsky, W. & Braggion Jr., I. 1993. Estrutura do Escudo Sul-Brasileiro: uma revisão através de dados gravimétricos e magnetométricos. *Rev. Bras. Geoc.*, 23(3):201-214.
- Hasui, Y.; Carneiro, C.D.R. & Coimbra, A.M. 1975. The Ribeira Folded Belt. *Rev. Bras. Geoc.*, 5(4):257-266.
- Kaefler, L.Q. & Cunha, H.C.S. 1974. Geologia da folha de Castro (parcial). In: Anais do 28º Congresso Brasileiro de Geologia, 4:189-206. SBG, Porto Alegre.
- Leinz, V.; Bartorelli, G. & Sadowski, G.R. 1966. Sobre o comportamento espacial do trapp basáltico da Bacia do Paraná. *Bol. Soc. Bras. Geol.*, 15(4):79-91.
- Leinz, V.; Bartorelli, G. & Isotta, C.A.L. 1968. Contribuição ao estudo do magmatismo basáltico mesozóico da Bacia do Paraná. In: Anais Acad. Bras. Ci., 40(supl):167-181.
- Maack, R. 1947. Breves notícias sobre a geologia dos estados do Paraná e Santa Catarina. *Arq. Biol. Tec. Curitiba*, 2:63-154.
- Maack, R. 1981. Geografia física do estado do Paraná. 2ª ed. J. Olympio/Secretaria da Cultura e do Esporte do Governo do Estado do Paraná. Rio de Janeiro/Curitiba.
- Mantovani, M.S.M.; Vasconcellos, A.C.B.C. & Shukowsky, W. 1991. Brusque transect from atlantic coast to Bolivian Border, southern Brazil. American Geophysical Union, International Lithosphere Project, Publication 190. Washington.
- Marini, O.J.; Trein, E. & Fuck, R.A. 1967. O Grupo Açungui no estado do Paraná. *Bol. Paran. Geoc.*, (23/25):43-103.
- Melfi, A.J.; Piccirillo, E.M.; Nardy, A.J.R. 1988. Geological and magmatic aspects of the Paraná Basin – An introduction. In: The mesozoic flood volcanism of the Paraná Basin: petrogenetic and geophysical aspects. E.M. Piccirillo & A.J. Melfi (eds.). IAG/USP. pp.1-13.
- Mendes, J.C. 1954. Conchostráceos do Sul do Brasil. *Paleontologia do Paraná*, pp.154-164.
- Mendes, J.C. 1967. The Passa Dois Group, the brazilian portion of the Paraná Basin. In: Problems in brazilian gondwana geology. Universidade Federal do Paraná. pp.119-166.
- Milani, E.J.; França, A.B. & Schneider, R.L. 1994. Bacia do Paraná. *Bol. Geoc. Petrobrás*, 8(1):69-82.
- Minerpar–Minerais do Paraná S.A. 1989. Mapa geológico do estado do Paraná. Escala 1:650.000. Secretaria da Ciência e Tecnologia e Desenvolvimento Econômico do Governo do Paraná, Curitiba.
- Moro, R.X. 1993. A bacia ordoviciana do Grupo Castro (PR). Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP.
- Northfleet, A.A.; Medeiros, R.A. & Muhlmann, H. 1969. Reavaliação dos dados geológicos da Bacia do Paraná. *Bol. Tec. da Petrobrás*, 12(3):291-346.
- Petri, S. & Fúlfaro, V.J. 1983. *Geologia do Brasil*. T.A. Queiroz/Edusp, São Paulo.
- Piccirillo, E.M.; Bellieni, G.; Cavazzini, G.; Comin-Chiaramonti, P.; Petrini, R.; Melfi, A.J.; Pinese, J.P.P.; Zantedeschi, P.; De Min, A. 1990. Lower Cretaceous tholeiitic dyke swarms from Ponta Grossa Arch (SE-Brazil): petrology Sr-Nd isotopes and genetic relationships with the Paraná flood volcanics. *Chem. Geol.*, 89:19-48.
- Pimentel, M.M. & Fuck, R.A. 1992. Neoproterozoic crustal accretion in central Brazil. *Geology*, 20:375-379.
- Pinese, J.P.P. 1989. Caracterização petrológica e geoquímica dos diques do Arco de Ponta Grossa. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Pontes, J.B. 1982. Geologia e potencialidades econômicas da Formação Água Clara (PR). In: Anais do 32º Congresso Brasileiro de Geologia, 3:1002-1006. SBG, Salvador.
- Popp, M.T.B.; Burjack, M.I. & Esteves, I.R. 1981. Estudo preliminar sobre o conteúdo paleontológico da Formação Vila Maria (Pré-Devoniano) da Bacia do Paraná. *Pesquisas*, 14:69-180.
- Pró-Minério. 1981. Mapa geológico do estado de São Paulo. v. I e II. SICCT/Governo de São Paulo, São Paulo.
- Quintas, M.C.L. 1995. O embasamento da Bacia do Paraná: reconstrução geofísica de seu arcabouço. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Reis Neto, J.M. & Cordani, U.G. 1993. Caracterização geoquímica e isotópica dos complexos Três Córregos e Cunhaporanga. In: Atas do 1º Simpósio Internacional del Neoproterozóico-Cambriço de la Cuenca del Prata (Montevideo). pp.29-33.
- Ruiz, M.D. & Guidicini, G. 1998. Introdução. In: *Geologia de engenharia*. A.M.S. Oliveira & S.N.A. Brito (eds.). ABGE, São Paulo. pp.1-5.
- Schneider, R.L.; Muhlmann, H.E.; Medeiros, R.A.; Daemon, R.F. & Nogueira, A.A. 1974. Revisão estratigráfica da Bacia do Paraná. In: Anais do 28º Congresso Brasileiro de Geologia, 1:41-65. SBG, Porto Alegre.
- Shukowsky, W.; Vasconcelos, A.C.B.C. & Mantovani, M.S.M. 1991. Estruturação de terrenos pré-cambrianos da região Sul do Brasil e Oeste do Uruguai: um estudo por modelamento gravimétrico. *Rev. Bras. Geoc.*, 9(2):275-287.
- Soares, P.C. 1987. Sequências tectono-sedimentares e tectônica deformadora no centro-oeste do Escudo Paranaense. In: Atas do 3º Simpósio Sul-Brasileiro de Geologia, 2:743-772. SBG, Curitiba.
- Soares, P.C.; Landim, P.M.B.; Fúlfaro, V.J. & Sobreiro Neto, A.F. 1980. Ensaio de caracterização estratigráfica do Cretáceo no estado de São Paulo: Grupo Bauru. *Rev. Bras. Geoc.*, 10(3):177-185.
- Souza, A.; Sinelli, O. & Gonçalves, N.M.M. 1971. Nova ocorrência fossilífera na Formação Botucatu. In: Anais do 25º Congresso Brasileiro de Geologia, 2:281-295. SBG, São Paulo.
- Spoladore, A. 1993. Caracterização da história deformacional das rochas proterozóicas da região de Bromado, Paraná. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP.
- Suguio, K. 1998. *Dicionário de geologia sedimentar e áreas afins*. Bertrand Brasil, Rio de Janeiro.
- White, I.C. 1908. Relatório sobre as “Coal Measures” e rochas associadas ao sul do Brasil. Relatório da Comissão Estadual das Minas de Carvão de Pedra do Brasil. Parte 1. Rio de Janeiro.
- Zalán, P.V.; Conceição, J.C.J.; Wolff, S.; Astolfi, M.A.M.; Vieira,



## Síntese geológica da bacia do rio Tibagi

- L.S.; Appi, V.T.; Neto, E.V.S.; Cerqueira, J.R.; Zanotto, O.A.; Paumer, M.L. & Marques, A. 1986. Análise da Bacia do Paraná. Relatório interno da Petrobrás (Depex/Cenpes). Petrobrás. Rio de Janeiro.
- Zalán, P.V.; Wolff, S. & Conceição, J.C.J. 1987. Tectônica e sedimentação da Bacia do Paraná. In: Atas do 3<sup>a</sup> Simpósio Sul-Brasileiro de Geologia, 1:441-474. SBG, Curitiba.
- Zalán, P.V.; Wolff, S.; Conceição, J.C.J.; Marques, A.; Astolfi, M.A.M.; Vieira, L.S.; Appi, V.T. & Zanotto, O.A. 1990. Bacia do Paraná. In: Origem e evolução de bacias sedimentares. G.P.D. Raja Gabaglia & E.J. Milani (eds.). Petrobrás, Rio de Janeiro. pp.135-168.

## Principais tipos de solos da bacia do rio Tibagi

Nilza A. F. Stipp

**ABSTRACT** – (Main soil types in the Tibagi River Basin) The genesis of soils in Paraná State is linked to the interperateness processes due mainly to the predominant climatic types. In the area of the Tibagi River Basin, a great variety of types of soils and associations was observed that can be grouped into three great subdivisions of area which coincide with the three physiographic compartmentalization, i.e., First, Second and Third Plateau. These soils originated from the type of geological base that prevailed in the area.

Key words – Geological basement, interperateness, physiographic compartmentalization.

### INTRODUÇÃO

Os levantamentos pedológicos podem se constituir em bases ideais para antecipação de prováveis insucessos no uso e no manejo de solos, evitando-se que áreas inaptas para a agricultura venham a ser desmatadas, conseqüentemente tendo alteradas suas condições naturais de equilíbrio e provocando danos irreversíveis nos ecossistemas.

O levantamento pedológico realizado na área da bacia do rio Tibagi teve como objetivos principais a elaboração de um mapa de solos (fig. 1) a partir da utilização de fotografias aéreas na escala 1:25.000 e um controle de campo para a validação das informações fotointerpretadas (França, 1968; Carvalho, 1977).

A metodologia utilizada neste estudo baseou-se em técnicas de fotointerpretação através da utilização de fotografias aéreas convencionais, indispensáveis nos levantamentos detalhados de solos, de acordo com Buringh (1960) e Garcia & Marchetti (1978; 1988).

Neste capítulo, optou-se por fazer, inicialmente, uma descrição da geologia geral da área, uma vez que o rio Tibagi percorre três diferentes zonas fisiográficas do relevo paranaense, ou seja, passa inicialmente pelo primeiro e pelo segundo planalto (onde se concentram suas nascentes) e, por último, pelo terceiro planalto, em cujo norte vai desaguar suas águas, no rio Parana-panema, já na divisa com o estado de São Paulo. O rio Tibagi é considerado o principal afluente do rio Parana-panema.

De acordo com Maack (1981), na área onde se assenta a bacia hidrográfica do rio Tibagi aparecem as unidades litoestratigráficas Grupo Açungui (do Pré-Cambriano Superior); Grupo Paraná-Campos Gerais (do Devoniano); Grupo Itararé-Tubarão (do Carbonífero); Grupo Passa Dois (do Permiano); e Grupo São Bento (do Jurássico-Cretáceo).

O relevo do primeiro planalto se caracteriza por ser montanhoso e orientado por espigões alongados com vales profundos em forma de “V”, onde aparece o cânion do rio Tibagi.

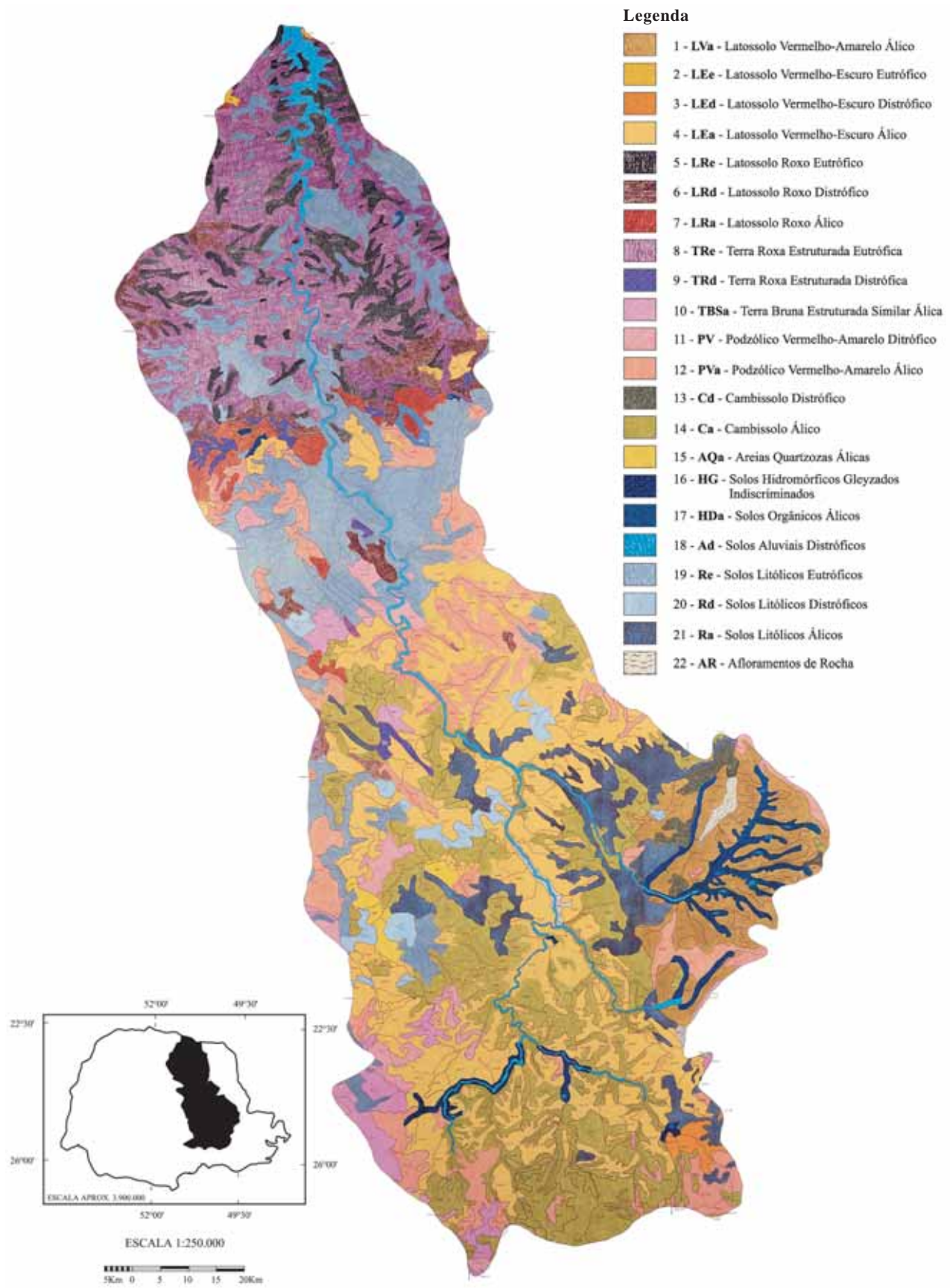
O relevo do segundo planalto aparece constituído por relevos tabulares, relevo de *cuestas* e plataformas estruturais mais dissecadas, formados por sedimentos antigos (paleozóicos).

O relevo do terceiro planalto é talhado sobre rochas eruptivas básicas, com altitudes médias superiores a 1.000 m, declinando na direção da foz do rio Tibagi, com altitudes médias de 300 m.

Na área da bacia hidrográfica do rio Tibagi aparece uma grande variedade de tipos de solos e de associações.

De acordo com os estudos realizados, os tipos de solos que se destacam por sua grande fertilidade natural são o latossolo roxo e a terra roxa estruturada, que se localizam na área do terceiro planalto; no segundo planalto predomina uma variedade maior de tipos de solos, como cambissolos, podzólicos vermelho-amarelos, litólicos, latossolos vermelho-escuros e areias quartzosas; no primeiro planalto predominam os solos litólicos e o latossolo vermelho-amarelo álico.

Principais tipos de solos da bacia do rio Tibagi



Org. e Des.: Aparecida Rosângela Cassoli, Marcos Waldemar Buche e Otávio Ferreira Júnior  
 Orientação: Jaime de Oliveira e Nilza Aparecida Freres Stipp

Figura 1. Solos da bacia do rio Tibagi. (Fonte: Stipp, 2000)

A identificação dessa variedade de tipos de solos veio corroborar o levantamento de reconhecimento dos solos do estado do Paraná realizado por Embrapa-Iapar (1984).

## **DESCRIÇÃO DAS PRINCIPAIS CLASSES DE SOLOS**

### **Latossolo Roxo**

É um tipo de solo que possui uma profundidade que vai além de 3 m. Apresenta teor de argila superior a 60%, portanto, tem textura muito argilosa, consistência muito friável, é poroso e acentuadamente drenado. Origina-se das eruptivas básicas: basaltos e diabásios. Diferencia-se dos outros latossolos pela cor vermelha-escura (que pode se tornar vermelha-arroxeadada segundo a incidência solar), devido à sua composição com altos teores de ferro ( $\text{Fe}_2\text{O}_3 \geq 18\%$ ). Ocorre em terrenos planos, pouco ondulados, que permitem a mecanização no uso agrícola observando-se manejo racional.

### **Latossolos Vermelho-Escuros**

#### **Latossolos Vermelho-Escuros Textura Argilosa**

São solos de origem basáltica, com influência de arenitos e argilitos, pertencendo às variedades eutrófica, distrófica e álica. Apresentam profundidade superior a 3 m, textura argilosa a muito argilosa e consistência friável. Diferenciam-se dos outros latossolos pela cor vermelha-escura. Ocorrem em relevo suavemente ondulado e com condições boas para a mecanização.

#### **Latossolos Vermelho-Escuros Textura Média**

São solos de origem arenítica oriundos dos grupos Caiuá e Furnas. Pertencem às variedades eutrófica, distrófica e álica. Sua profundidade vai além de 3 m e sua cor é vermelha-escura, com textura franco-arenosa no horizonte A e franco-argilo-arenosa no horizonte B. Diferem dos outros latossolos devido à porcentagem de areia que apresentam e por conterem baixos teores de ferro ( $\text{Fe}_2\text{O}_3 < 9\%$ ). Esses solos necessitam de fertilizantes, adubação orgânica. Vêm sendo muito utilizados em pastagens.

### **Latossolos Vermelho-Amarelos**

São solos derivados de granitos, argilitos, arcósios e filitos. Aparecem em relevo suave ondulado, com declives entre 3 e 8% e profundidade superior a 2 m. Apresentam textura argilosa ou muito argilosa. São diferentes dos outros latossolos devido à coloração vermelha-amarelada, com teores de  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  inferiores a 9%.

São extremamente ácidos, com baixa saturação de bases e elevada saturação de alumínio, indicando baixa

fertilidade natural. Devido ao relevo, favorece ao uso de mecanização.

### **Terra Roxa Estruturada**

São solos bem desenvolvidos, oriundos de rochas eruptivas básicas: diabásios e meláfiro. Apresentam maior concentração de argila no horizonte superficial; são bem estruturados e de porosidade irregular. Possuem um horizonte B textural, com espessura de mais ou menos 2 m e cor vermelha-arroxeadada. Têm textura muito argilosa (60% ou mais de argila na maior parte dos horizontes) e apresentam cerosidade, grande saturação de bases e são bem drenados.

Possuem alta fertilidade natural, com potencial de produtividade que pode durar muitos anos.

Esses solos apresentam menor resistência à erosão, em virtude de um horizonte superficial de acumulação de argila e de sua localização topográfica.

### **Podzólicos Vermelho-Amarelos**

São solos em geral bem desenvolvidos. Possuem horizonte B textural e características morfológicas distintas. A transição dos horizontes A e B é bastante nítida. São solos profundos a muito profundos, ocorrendo, geralmente, nas partes baixas da paisagem, acompanhando os canais de drenagem natural. Predominam em relevo suave ondulado, com colinas e topos arredondados e pendentes com declives pouco profundos.

### **Cambissolos**

São solos rasos ou pouco profundos, de espessura que varia de 50 a 130 cm. São derivados de material de origem heterogênea, decorrentes das condições climáticas e do relevo, o que faz com que esses tipos de solos variem muito de local para local. Apresentam horizonte câmbico ou B incipiente resultante em perfil de horizontes A, (B) e C; a transição entre esses horizontes é clara ou gradual. A coloração desses solos varia de acordo com os diferentes tipos de clima. Por exemplo, solos de clima frio e úmido apresentam horizonte superficial escuro, e os de clima mais quente têm os horizontes superficial e subsuperficial com coloração vermelha-escura.

### **Solos Litólicos**

Esses solos aparecem em todo o estado do Paraná, tanto em regiões de relevo suave ondulado e escarpado como naquelas de relevo fortemente ondulado e montanhoso. São solos jovens, rasos de espessura (normalmente inferior a 40 cm). Possuem horizonte A diretamente sobre a rocha consolidada (R) ou um horizonte C pouco espesso entre o horizonte A e a R.

O potencial agrícola desses solos varia muito, dependendo das condições ambientais, especialmente da natureza do substrato rochoso e do regime hídrico. São intensamente erodidos após a retirada da mata nativa, portanto seu uso é inviável para a agricultura.

### Solos Aluviais

Esses solos são provenientes de sedimentos recentes (Holoceno) e ocorrem, em geral, em relevo plano, nos terraços perto de rios ou em parte da extensão de ilhas fluviais.

Sua profundidade é de 1 m. São moderadamente drenados e sua textura depende do material de origem.

Possuem boa aptidão agrícola e são bons para pastagem, em razão da alta fertilidade natural. A mecanização é facilitada pelo relevo plano.

### Areias Quartzozas

As areias quartzozas localizam-se em áreas de relevo suave ondulado. Possuem profundidade que vai além de 2 m, estrutura fraca e são excessivamente drenadas. São solos suscetíveis à erosão, possuem níveis de areia superior a 85%, com seqüência de horizontes A e C, baixo teor de matéria orgânica e baixa capacidade de agregação de partículas. Deve-se incentivar, nesses solos, a preservação da vegetação natural e o uso de pastagem.

### Solos Orgânicos

Os solos orgânicos localizam-se nas áreas baixas de várzeas, em depressões do primeiro e do segundo planalto e em ilhas do rio Paraná.

Possuem horizonte superficial com muita matéria orgânica, geralmente de coloração escura. São considerados solos pouco evoluídos, têm espessura de 40 a 80 cm, alta acidez e alta saturação de alumínio trocável. Requerem manejo adequado e cuidados especiais.

### Solos Hidromórficos Gleizados

São solos de origem aluvial ou colúvio-aluvial de natureza diversa, divididos em dois tipos: glei húmico e glei pouco húmico.

O glei húmico possui horizonte A espesso e maior quantidade de matéria orgânica; o glei pouco húmico possui menos matéria orgânica e é bem menos espesso.

Aparecem no primeiro planalto, em locais planos e mal drenados das várzeas, podendo sofrer inundações freqüentes.

São solos que apresentam contrastes nítidos de cor, estrutura e consistência entre o horizonte superficial e os horizontes subjacentes e podem ser utilizados por

olericultura, algumas culturas ou mesmo pastagens, se houver remoção do excesso de água.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os solos do estado do Paraná, devido principalmente aos tipos climáticos predominantes, têm sua gênese ligada aos processos de intemperismo.

Na área da bacia do rio Tibagi observa-se uma grande variedade de tipos de solos e de associações, que, de acordo com as três regiões fisiográficas que ali predominam (Maack, 1981), assim se distribui: solos litólicos, cambissolos e latossolos vermelho-amarelos álicos na área do primeiro planalto (na classificação atual, neossolos, cambissolos e latossolos, cf. apêndice); cambissolos predominam e aparecem em associações com os solos litólicos, podzólicos e latossolos na área do segundo planalto (na classificação atual, neossolos, argissolos e latossolos, cf. apêndice); latossolo roxo e terra roxa estruturada na área do terceiro planalto (na classificação atual, latossolos e nitossolos, cf. apêndice).

Numa análise geral sobre a distribuição dos tipos de solos dentro da bacia hidrográfica do rio Tibagi, observa-se que os mesmos podem ser agrupados em três grandes subdivisões, que coincidem, genericamente, com as três compartimentações fisiográficas mencionadas, e, conseqüentemente, tiveram origem no tipo de embasamento geológico que predominou na região.

### Referências Bibliográficas

- Buringh, P. 1960. The application of aerial photographs in soil survey. Manual of photographic interpretation. Am. Soc. of Photogram. pp.633-666.
- Carvalho, W.A. 1977. Fotointerpretação de bacias hidrográficas e amostras circulares de redes de drenagem de solos com horizonte B textural. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.
- Embrapa—Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/Iapar—Instituto Agrônomo do Paraná. 1984. 2 t. Levantamento de reconhecimento dos solos do estado do Paraná. Embrapa-SNLCS/Sudesul/Iapar, Curitiba.
- Embrapa—Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1999. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Sistema brasileiro de classificação de solos. Embrapa Produção de Informação/Embrapa Solos, Rio de Janeiro. 412p.
- França, G.V. 1968. Formas de interpretação de bacias e de redes de drenagem aplicadas a solos da região de Piracicaba. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.
- Garcia, G.J. & Marchetti, A.B. 1978. Princípios de fotogrametria e fotointerpretação. 1ª reimpr. Nobel, São Paulo.
- Garcia, G.J. & Marchetti, A.B. 1988. Manual de fotogrametria e fotointerpretação. Nobel, São Paulo.
- Maack, R. 1981. Geografia física do estado do Paraná. J. Olympio/Secretaria da Cultura e do Esporte do Governo do Estado do Paraná. Rio de Janeiro/Curitiba.
- Stipp, N.A.F (org.). 2000. Macrozoneamento ambiental da bacia hidrográfica do rio Tibagi (PR). Ed. UEL, Londrina.

Apêndice

Correlação entre as classes do Sistema Brasileiro de Classificação (SBC) e a classificação anteriormente usada na Embrapa Solos.

SBC (1999)	Classificação anteriormente usada na Embrapa Solos
ALISSOLOS	RUBROZEM, PODZÓLICO BRUNO-ACINZENTADO DISTRÓFICO ou ÁLICO, PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO DISTRÓFICO ou ÁLICO Ta, e alguns PODZÓLICOS VERMELHO-AMARELOS DISTRÓFICOS ou ÁLICOS Tb (com limite mínimo de valor T de 20 cmolc/kg de argila)
ARGISSOLOS	PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO Tb, pequena parte de TERRA ROXA ESTRUTURADA, de TERRA ROXA ESTRUTURADA SIMILAR, de TERRA BRUNA ESTRUTURADA e de TERRA BRUNA ESTRUTURADA SIMILAR, com gradiente textural necessário para B textural, em qualquer caso Eutróficos, Distróficos ou Álicos, e mais recentemente o PODZÓLICO VERMELHO-ESCURO Tb com B textural e o PODZÓLICO AMARELO
CAMBISSOLOS	CAMBISSOLOS EUTRÓFICOS, DISTRÓFICOS e ÁLICOS Ta e Tb. Exceto os com horizonte A chernozêmico e B incipiente EUTRÓFICOS Ta
CHERNOSSOLOS	BRUNIZEM, RENDZINA, BRUNIZEM AVERMELHADO e BRUNIZEM HIDROMÓRFICO
ESPODOSSOLOS	PODZOL, inclusive PODZOL HIDROMÓRFICO
GLEISSOLOS	GLEI POUCO HÚMICO, GLEI HÚMICO, parte do HIDROMÓRFICO CINZENTO (sem mudança textural abrupta), GLEI TIOMÓRFICO e SOLONCHAK com horizonte glei
LATOSSOLOS	LATOSSOLOS, excetuadas algumas modalidades anteriormente identificadas como LATOSSOLOS PLÍNTICOS
LUVISSOLOS	BRUNO NÃO CÁLCICO, PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO EUTRÓFICO Ta, PODZÓLICO BRUNO-ACINZENTADO EUTRÓFICO e os PODZÓLICOS VERMELHO-ESCUROS EUTRÓFICOS Ta
NEOSSOLOS	LITOSSOLOS, SOLOS LITÓLICOS, REGOSSOLOS, SOLOS ALUVIAIS e AREIAS QUARTZOSAS (Distróficas, Marinhas e Hidromórficas)
NITOSSOLOS	TERRA ROXA ESTRUTURADA, TERRA ROXA ESTRUTURADA SIMILAR, TERRA BRUNA ESTRUTURADA, TERRA BRUNA ESTRUTURADA SIMILAR e alguns PODZÓLICOS VERMELHO-ESCUROS Tb e alguns PODZÓLICOS VERMELHO-AMARELOS Tb
ORGANOSSOLOS	SOLOS ORGÂNICOS, SOLOS SEMI-ORGÂNICOS, SOLOS TIOMÓRFICOS TURFOSOS e parte dos SOLOS LITÓLICOS TURFOSOS com horizonte hístico com 30cm ou mais de espessura
PLANOSSOLOS	PLANOSSOLOS, SOLONETZ-SOLODIZADO e HIDROMÓRFICOS CINZENTOS que apresentam mudança textural abrupta
PLINTOSSOLOS	LATERITAS HIDROMÓRFICAS, parte dos PODZÓLICOS PLÍNTICOS, parte dos GLEI HÚMICO e GLEI POUCO HÚMICO PLÍNTICOS e alguns dos possíveis LATOSSOLOS PLÍNTICOS
VERTISSOLOS	VERTISSOLOS, inclusive os HIDROMÓRFICOS

Fonte: Embrapa (1999, pp.403-404).



## O rio Tibagi no contexto hidrogeográfico paranaense

Valmir De França

**ABSTRACT** – (The Tibagi River in the Paraná hydrogeographic context) The planning and administration of the continental water resources are presently the principal problems that should be solved to assure the best life quality in the country, along with perennial economical development in society. In this context the Tibagi River Basin is one of the most important in Paraná State. With one and a half million inhabitants, it produced the equivalent regional gross domestic product of 4,324.40 million dollars in 1993, which may increase by 168.6% up to 2015. This fact will exercise considerable pressure on the demand for water resources of the basin, to meet consumption demands and the primary, secondary and tertiary production requirements. The solution of this problem is in the diagnosis of the basin to improve knowledge on the Tibagi River. The principal climatic parameters preliminary and hydrological results were analyzed, such as: regionalization of meteorological stations; water balance and climatic classification. The following were analyzed for hydrology: interannual variation of the flow and tendency curves; determination of the historical flow averages; full margins; atypical events related or not to ENOS; occurrence and time of return of the floods as inputs for the elaboration of criteria for the occupation and use of flooded areas. This experiment expresses the characteristics and hydric potential of the Tibagi River Basin that can contribute to its master plan hydric resource, according to federal law 9,433/97.

Key words – Hydrogeography, Physical Geography, hydric resource, Tibagi River Basin.

### INTRODUÇÃO

A água e o solo são os dois recursos naturais que formam o principal suporte para toda a vida que existe na Terra. Mas a disponibilidade de água não-oceânica é um dos grandes problemas que se instalaram no mundo, neste começo do século XXI, no que concerne às suas reservas e aos processos para otimizar seu uso futuro. Nos próximos 50 anos, os problemas relacionados com a escassez de água poderão afetar direta e indiretamente todos os habitantes do planeta.

Embora chamemos a Terra de “Planeta Água”, devido ao seu 1,36 bilhão de quilômetros cúbicos de água (Ayoade, 1986), apenas 0,00009% desse total compõem a rede fluvial planetária (Berner & Berner *apud* Guerra & Cunha, 1994). Ainda assim as reservas de água potável são consideradas abundantes, mas sua distribuição é desigual. Centenas de milhões de pessoas não têm acesso ao mínimo de 5 L diários de água necessários à sobrevivência (Guerrini, 1988). A garantia do uso para uma discreta qualidade de vida deve ser em torno de 80 L diários por pessoa.

A bacia hidrográfica do Amazonas teria quantidade suficiente de água não-oceânica para abastecer todos

os continentes, mas sua distribuição é desigual aqui mesmo no Brasil. Do potencial hídrico nacional, resta ao Nordeste, onde está concentrado um terço da população brasileira, apenas uma mínima parcela de 3,5%, conforme a Secretaria de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal (MMA) (MMA, 1998).

A demanda planetária de água não-oceânica está distribuída da seguinte forma: 73% para a irrigação artificial, 22% para a indústria e 5% para o consumo doméstico. A maior parcela da demanda mundial (73%) é decorrente dos 17% de área cultivada que pertencem ao domínio da agricultura irrigada. Essa atividade do setor primário é responsável por 40% da totalidade da produção mundial de alimentos; e, ressalte-se, um quinto da produção total de pescado corresponde à aqüicultura de águas continentais (FAO, 1996).

A taxa de crescimento da população mundial vem superando a de crescimento da produção agrícola. Isso, somado ao acelerado processo de urbanização que vem ocorrendo nas metrópoles e nas capitais regionais, exerce substancial interferência nos hábitos alimentares e no aumento do consumo *per capita* dessas populações urbanas (Christofidis, 1997).



A Organização das Nações Unidas para a Agricultura e a Alimentação (Food and Agriculture Organization of the United Nation—FAO), em seu documento *Producción de alimentos: función decisiva del agua*, publicado em 1996, afirma que a segurança alimentar está intimamente relacionada com a segurança hídrica, e que a segurança e a estabilidade dos gerenciamentos de alimentos guardarão íntima relação com a correta regulamentação do uso da água.

Estima-se que para produzir 1 t de grãos são necessárias 1.000 t de água, e que a segurança alimentar poderá ter como indicador o consumo de grãos por habitante (hab) ano<sup>-1</sup>. Essa relação reflete também um fator derivado, que é o consumo de grãos através do alimento de origem animal. Isso quer dizer que a produção de 1 kg de carne bovina consome 7 kg de cereais, e cada quilo de carne de frango ou de pescado corresponde a 2 kg de cereais (Christofidis, 1997).

No Brasil ocorreu um crescimento de 5,6% na expansão da área agrícola *per capita*. Contava-se com 3.900 m<sup>2</sup> hab<sup>-1</sup> em 1984, passando, em 1995, para 4.120 m<sup>2</sup> hab<sup>-1</sup>. Paralelamente, a área irrigada brasileira foi ampliada, passando de 2 milhões de hectares em 1984 para 2,63 milhões em 1996, projetando um crescimento próximo a 10%. Na relação área irrigada/pessoa, a variação foi de 151 para 165 m<sup>2</sup> hab<sup>-1</sup> (Christofidis, 1997).

Na *Declaración de San José: conferencia sobre evaluación y estrategias de gestión de recursos hídricos en América Latina y el Caribe* (Unesco, 1996), estão salientadas, entre outras metas, “formular e melhorar, segundo corresponda, políticas nacionais de águas que reconheçam o valor social, econômico, ecológico e ambiental, e a necessidade da gestão sustentável dos recursos hídricos, com a participação das comunidades e do setor privado (...) em conseqüência apoiar, segundo corresponda, estratégias para assegurar sua aplicação mediante (...) o desenvolvimento de capacidades em cada país para realizar avaliações completas dos recursos hídricos, incluída a formulação e recomendações do uso de normas comerciais; o planejamento integrado dos recursos hídricos que inclua mecanismos para a recuperação dos custos; a redistribuição da água, o projeto e o estabelecimento de instrumentos econômicos, a participação da comunidade e do setor privado, e a solução dos conflitos”.

O compromisso brasileiro para incrementar as recomendações que vêm sendo discutidas a partir da Rio Eco-92, Agenda 21, e pela Organização das Nações Unidas (ONU) através do Programa de Desenvolvimento Sustentável de Recursos Hídricos (Programme on Sustainable Development of Water Resources—SDW), sob responsabilidade da Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization—Unesco) e da Organização Meteorológica Mundial

(World Meteorological Organization—WMO) (Unesco & WMO, 1997), envolvendo ainda a FAO, resultou na atual Política Nacional dos Recursos Hídricos, através da lei federal nº 9.433, sancionada em 8 de janeiro de 1997, que criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (MMA, 1998).

Sintetizando os artigos 6, 7 e 8 dessa lei, pode-se dizer que o Plano Diretor dos Recursos Hídricos é um instrumento de planejamento fundamentado científica e tecnologicamente, que conta com a participação social para a solução de problemas e que, apesar de assimilar as diretrizes e princípios do planejamento, apresenta características próprias, que dependem fundamentalmente de determinantes socioculturais e políticos nos limites territoriais de uma bacia hidrográfica (MMA, 1998).

Em julho de 1999, a Secretaria de Recursos Hídricos do MMA lança o documento *Orientações da SRH-MMA para elaboração do termo de referência para planos diretores de recursos hídricos de bacias hidrográficas*, que instrui para “a estruturação e a apresentação da proposta técnica para a execução dos estudos de elaboração do Plano Diretor da Bacia do rio em questão, que se constitui em um instrumento de gestão imprescindível e fundamental ao balizamento técnico e operacional das ações a serem desenvolvidas nessa bacia” (MMA, 1999).

O avanço da legislação ambiental, nesse caso contemplando os recursos hídricos instrumentalizados pelos planos diretores de bacias hidrográficas, consolida a importância dos estudos que estão sendo realizados nesse setor, bem como das atualizações da cultura sobre a bacia estudada. O plano requer, para a sua elaboração, a participação da vertente comunitária organizada e a representação institucional — nesta última, contando-se com a participação das universidades.

Este capítulo apresenta resultados do estudo realizado por intermédio do sub-projeto Caracterização do Meio Físico na Sub-Bacia Hidrográfica do Baixo Rio Tibagi. As informações dos terços médio e alto são oriundas dos resultados preliminares do projeto Estudos dos Hidrosistemas Paranaenses com Aplicação das Bandas Espectrais do Visível ao Infravermelho Médio. Esses estudos têm como suporte institucional o Departamento de Geociências do Centro de Ciências Exatas da Universidade Estadual de Londrina, e evidenciam os aspectos hidrogeográficos, climáticos e de gestão dos recursos hídricos da bacia do rio Tibagi, que é considerada uma das mais importantes do estado do Paraná (tab. 1).

#### CARACTERÍSTICAS PAISAGÍSTICAS DA BACIA DO RIO TIBAGI

A bacia do rio Tibagi localiza-se entre as coordenadas geográficas 22°47'22" e 25°36'25" de latitude sul, e 49°36'00" e 51°27'36" de longitude oeste. Abrange o primeiro, o segundo e o terceiro planalto paranaense.

**Tabela 1.** Área das bacias hidrográficas do estado do Paraná.

\*Bacias interestaduais e respectivas áreas de drenagem em território paranaense.

Bacia	Área (km <sup>2</sup> )
Cinzas	9.658
Iguaçu	55.048*
Itararé	5.187*
Ivaí	36.594
Litorânea	5.766
Paraná	12.545*
Parapanema	9.835
Piquiri	24.731
Pirapó	5.025
Ribeira	9.129
Tibagi	24.712

Fonte: SEMA (1998).

Limita-se ao norte com a bacia do rio Paranapanema; a leste com as bacias dos rios Cinzas e Itararé; a sudeste com a bacia do rio Ribeira; ao sul com a do rio Iguaçu; a oeste com a bacia do rio Ivaí; e, a noroeste, com a bacia do rio Pirapó. O rio Tibagi possui 65 tributários principais.

Essa área apresenta uma excelente malha de drenagem nos seus 24.712 km<sup>2</sup>, refletindo a boa distribuição das chuvas ao longo do ano. Uma característica marcante do rio Tibagi são vários saltos e cachoeiras. Ao todo são 91 cachoeiras e corredeiras somadas aos saltos. Destes, os mais importantes estão relacionados na tabela 2.

**Tabela 2.** Principais saltos do rio Tibagi.

Nome	Altura (m)
Peludo	5,0
Saltinho Paulinho Batista	1,5 e 2,5
Grande da Conceição	115,5
Aparado	6,0
Alemão	4,5
Mauá	28,0

Fonte: Maack (1981).

As corredeiras mais importantes têm origem nas transposições do rio Tibagi, nos diques de diabásio que “cruzam” o leito fluvial no sentido SE-NW; a série de saltos, cachoeiras e corredeiras ao longo dos 531 km (Maack, 1981) compõe um gradiente com índice total equivalente a 0,14%, correspondente à variação de 762 m de altitude (determinados por V. De França). A tabela 3 apresenta as variações do gradiente ao longo do percurso do Tibagi, onde são evidenciadas suas características de rio de planalto.

**Tabela 3.** Distâncias (km) em relação à nascente, cotas (m) e gradientes (%) em diferentes localidades do rio Tibagi.

Localidade	km	m	%
Ribeirão da Invernada	0	1.060	-
Ribeirão Uvaia	88	763	0,33
Tibagi	206	694	0,05
Salto Mauá	310	533	0,15
Taquara	405	404	0,13
Jataizinho	453	340	1,33
Barra do Paranapanema	531	298	0,53

O trecho com maior declive, 1,33%, corresponde ao gradiente localizado entre as localidades Taquara e Jataizinho, com diferença de 64 m de altitude na distância de 48 km. O menor gradiente localiza-se entre o trecho Uvaia-Tibagi, igual a 0,05% na distância de 118 km em relação à diferença de cota igual a 69 m (determinados por V. De França). O curso inferior do Tibagi apresenta raros trechos calmos, sem cachoeiras ou corredeiras: são os baixios, com alargamento entre 700 e 1.000 m, todos a jusante de Jataizinho (Maack, 1981).

O rio Tibagi é o principal tributário da margem esquerda do rio Paranapanema. O conjunto faz parte da grande bacia do rio Paraná, um dos formadores da bacia do rio da Prata. O Tibagi tem suas cabeceiras localizadas nos domínios dos Campos Gerais, à altitude média de 1.150 m, a oeste da escarpa Devoniana e no reverso da escarpa da Serrinha, integrantes da Unidade de Relevô Patamares da Bacia Sedimentar do Paraná (Justus, 1990; Maack, 1981).

O curso superior do rio Tibagi é influenciado por juntas estruturais características dos arenitos da Formação Furnas, acompanhando ao longo de 42 km uma fenda estrutural vertical, retilínea e profunda, e apresenta, no seu leito, corredeiras, quedas-d'água e ilhas rochosas (Justus, 1990; Maack, 1981). Como um rio cataclinal, ao cruzar a área de contato das rochas efusivas e das rochas sedimentares, trabalhou gerando gargantas profundas e largas, onde atualmente o rio apresenta o leito estreito em relação à largura da passagem (Justus, 1990). Essa é uma evidência importante de que o rio Tibagi sofreu uma superimposição provocada pela epirogênese positiva durante o Cenozóico, que, por sua vez, provocou o soerguimento generalizado da Plataforma Brasileira nessa região (Justus, 1990).

Como característica dos padrões de drenagem das bacias hidrográficas paranaenses, suas águas vão para o interior, para oeste, até encontrar o rio Paraná, diretamente ou através do rio Paranapanema. O atual padrão de drenagem teve sua gênese a partir do Terciário Inferior, quando acompanhou a inclinação local e a inclinação geral da superfície topográfica, resultantes das condições tectônicas, dentre elas a grande influência da margem dômica, com centro no litoral Sudeste, e dos altos estruturais, representados pelo Arco de Ponta Grossa (Justus, 1990).

Os eventos tectônicos definiram os padrões estruturais, as condições paleoclimáticas e geomorfológicas, bem como o padrão de drenagem após o término das erupções basálticas e do regime desértico relacionados ao empinamento para oeste das alterações pós-Triássico (Ab'Saber, 1968). Nas bordas leste e sudeste ocorreram dois fenômenos considerados mais importantes: o soerguimento e o empinamento do Planalto Brasileiro durante o pós-Cretáceo, determinando a direção geral da drenagem das bacias paranaenses, entre elas a do rio Tibagi (Ab'Saber, 1968).

Nos seus 531 km de percurso, a bacia detém uma boa distribuição pluviométrica anual, variando de 1.400 a 1.700 mm. A média anual de temperatura é bem discriminada na compartimentação superior da bacia, localizada na latitude 25° sul, e na compartimentação inferior, “cortada” pelo paralelo 23° sul, conforme a tabela 4 (Iapar, 1994).

**Tabela 4.** Temperaturas médias anuais na bacia do rio Tibagi (1976 a 1990).

Região	Máxima	Mínima	Absoluta
	(°C)		
Alto Tibagi	25-26	13-15	18-20
Médio Tibagi	25-27	13-15	19-20
Baixo Tibagi	26-28	15-17	20-21

Fonte: Iapar (1994).

Os demais parâmetros climáticos, como umidade relativa do ar e evapotranspiração potencial (tab. 5), que interferem no balanço hidrológico, apresentam características das faixas de transição climáticas, ocorrendo poucas diferenças entre as sub-bacias do alto, do médio e do baixo curso do rio Tibagi.

**Tabela 5.** Umidade relativa do ar (%) e evapotranspiração potencial (mm) nas três regiões da bacia do rio Tibagi. Médias anuais.

Região	%	mm
Alto Tibagi	75-80	80-1.000
Médio Tibagi	75	1.000-1.200
Baixo Tibagi	70-75	1.200-1.400

Fonte: Iapar (1994).

## MATERIAIS E MÉTODOS

Estudos em bacias hidrográficas requerem uma visão holística sobre o ecossistema aquático, devendo envolver análises dos parâmetros hidroclimáticos associados às variáveis que identificam as demandas atuais e futuras para o uso da água, definidas pelas políticas de gestão dos recursos hídricos (Tucci, 1997; Bravard & Petit, 1997).

O estudo que originou este capítulo teve nas análises hidrometeorológicas seu eixo principal, com base nos tratamentos estatísticos das séries históricas geradas nas estações hidrométricas mais significativas, selecionadas segundo critérios necessários para o diagnóstico preliminar, sob o enfoque hidrogeográfico, da bacia do rio Tibagi (Dione, 1996).

As demais informações são oriundas de bibliografia especializada referente a estudos anteriores sobre a bacia e de trabalhos recentes para a estruturação do programa governamental de gestão dos recursos hídricos que será executado nas bacias paranaenses. Também estão sendo apresentados os resultados preliminares dos estudos hidrogeográficos da bacia do rio Tibagi, valendo-se dos dados hidroclimáticos disponíveis sobre as estações meteorológicas e pluviométricas localizadas na bacia.

## Climatologia

Uma avaliação hidrológica se inicia com o conhecimento detalhado das características climáticas e meteorológicas, que estão intimamente associadas ao comportamento hidrodinâmico de uma bacia hidrográfica (Christofletti, 1988; Dione, 1996; Tucci, 1997; Bravard & Petit, 1997).

Os dados hidrometeorológicos empregados neste estudo são oriundos das 12 estações meteorológicas selecionadas (fig. 1), pertencentes à rede do Instituto Agrônomo do Paraná (Iapar) e do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). As séries históricas com dados já consistidos abrangem, em sua maioria, o período de 1972 a 1998; os códigos oficiais do INMET e os códigos (Tb-X) adotados aqui constam da tabela 6.

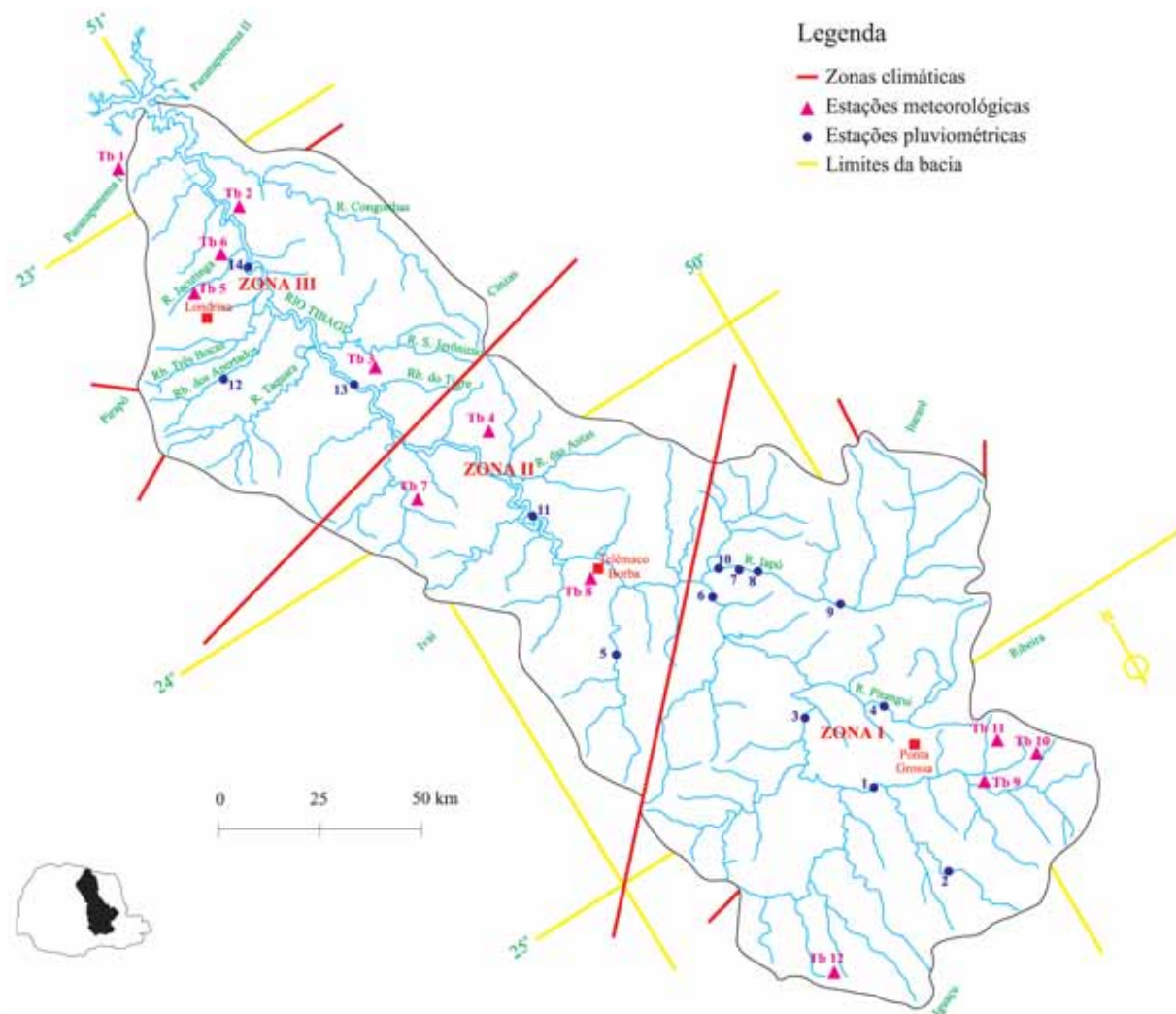
Dentre o conjunto dos procedimentos estatísticos, a regionalização de parâmetros climatológicos contempla as informações físico-geográficas da bacia, resultando na identificação das zonas climáticas homogêneas. O método que melhor respondeu às associações das variáveis climáticas com os elementos e fatores da paisagem natural foi o de agrupamento (Nery *et al.*, 1998).

As características climáticas estão diretamente associadas aos diferentes regimes hidrológicos. Foram

**Tabela 6.** Estações meteorológicas da bacia do rio Tibagi. \* Instituto Nacional de Meteorologia.

Código	Código*	Estação	Latitude	Longitude	Altitude (m)
Tb-1	22 51 027	Bela Vista do Paraíso	22°57'	51°12'	600
Tb-2	23 50 000	Jataizinho	23°15'	50°59'	340
Tb-3	23 50 010	São Jerônimo da Serra	23°42'	50°49'	850
Tb-4	23 50 062	Curiúva	23°51'	50°23'	526
Tb-5	23 51 003	Londrina	23°18'	51°09'	603
Tb-6	23 51 011	Ibiporã	23°16'	51°01'	484
Tb-7	23 51 063	Marilândia do Sul	23°54'	51°13'	1.020
Tb-8	24 50 011	Telêmaco Borba	24°20'	50°37'	768
Tb-9	25 50 003	Ponta Grossa	25°12'	50°09'	790
Tb-10	25 50 015	Palmeira	25°19'	50°00'	870
Tb-11	25 50 024	Ponta Grossa	25°13'	50°01'	880
Tb-12	25 50 025	Teixeira Soares	25°27'	50°35'	810

Fontes: MME (1999), Iapar (1999) e Simepar (1999).



**Figura 1.** Zonas climáticas e localização das estações meteorológicas e pluviométricas da bacia do rio Tibagi.

realizados os cálculos para as classificações climáticas das estações meteorológicas que apresentam séries históricas completas, com a aplicação do método de Thornthwaite & Mather. A aplicação do método foi feita através do *software* desenvolvido por Dourado Neto *et al.* (1991), de elaboração de balanço hídrico e classificação climática.

Os cálculos para a determinação dos balanços hídricos das estações meteorológicas mais representativas foram realizados por meio do *software Planilhas no ambiente Excel™ para os cálculos de balanços hídricos: normal, seqüencial, de cultura e de produtividade rural e potencial*, desenvolvido por Rolim *et al.* (1999).

### Fluviometria

Estudos hidrológicos buscaram fornecer informações sobre os recursos hídricos superficiais em regime natural, avaliados segundo variáveis mais expressivas e associadas à variabilidade hidrodinâmica e a diagnósticos recentes, bem como para projeções de cenários para a

avaliação das disponibilidades hídricas atuais e futuras (Dione, 1996). O ano de 1993 foi determinado como o ano básico de referência, e os cenários futuros referem-se aos anos 2005 e 2015.

Para o conhecimento regional dos recursos hídricos da bacia do rio Tibagi foi caracterizada, inicialmente, a paisagem geográfica, dando-se ênfase aos aspectos fisiográficos e morfogenéticos (Christofolletti, 1988; Guerra & Cunha, 1994).

Foram realizadas análises das variações hidrológicas anuais e sazonais através de tratamento estatístico; e da dinâmica fluvial, para a determinação dos regimes hidrológicos nas estações pluviométricas consideradas significativas para os critérios deste estudo (Tucci, 1997).

Foram utilizadas as séries históricas de 14 estações pluviométricas selecionadas entre as 37 que compõem a rede hidrométrica da bacia do Tibagi. Como critérios de seleção, foram utilizadas as estações localizadas no rio Tibagi e nos seus afluentes, consideradas as mais significativas para os objetivos deste estudo, embora, na sua maioria, tenham séries históricas incompletas (tab. 7).

**Tabela 7.** Estações pluviométricas da bacia do rio Tibagi. \* Código da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL).

Código*	Rio	Estação	Latitude	Longitude (m)	Altitude	Área de drenagem (km <sup>2</sup> )
64440000	Tibagi	Santa Cruz	25°12'	50°09'	790	1.340
64442800	Imbituva	Lageado	25°12'	50°31'	780	1.319
64447000	Tibagi	Eng. Rosaldo Leitão	24°57'	50°23'	780	5.731
64450000	Pitangui	Sumidouro	25°02'	50°05'	850	523
64460000	Capivari	Bom Jardim	24°42'	50°29'	750	722
64465000	Tibagi	Tibagi	24°30'	50°24'	750	8.949
64475000	Iapó	Castro	24°37'	50°00'	990	1.193
64476000	Iapó	Fundão	24°36'	50°04'	975	1.232
64477600	Iapó	Chácara Cachoeira	24°45'	50°05'	970	1.604
64480000	Iapó	Lavrinha	24°43'	50°08'	960	1.664
64490000	Tibagi	Salto Mauá	24°04'	50°42'	760	15.378
64495000	Apucarantina	Cachoeira	23°44'	50°50'	650	509
64501000	Tibagi	Porto Londrina	23°39'	50°53'	400	18.768
64507000	Tibagi	Jataizinho	23°15'	50°59'	340	21.955

A verificação da estrutura das estações hidrométricas foi realizada por meio da aplicação da estatística descritiva. Os índices de anomalia das vazões (identificação dos eventos atípicos) foram determinados com base nas séries históricas normalizadas, aplicando-se a razão entre as diferenças das médias pelo desvio padrão (Nery *et al.*, 1998). Uma vez que a equação é adimensional, a interpretação dos parâmetros do eixo da ordenada (y) refere-se à distância do evento ou ao seu grau de atipicidade em relação à média e ao desvio padrão.

Os principais parâmetros hidrológicos foram comparados entre as estações Tibagi e Jataizinho, no rio Tibagi, tais como a tendência das vazões, os regimes hidrológicos, a distribuição e a ocorrência das cheias (Tucci, 1997).

Foi determinado o tempo de recorrência para as vazões máximas absolutas para as estações Tibagi e Jataizinho, devido à sua importância nos episódios das cheias. As vazões projetadas de cheias máximas foram estimadas para dois, três, cinco, dez, 25, 50, 100 e 200 anos, por intermédio dos modelos de distribuição normal e Gumbel Tipo I Extremo, com aplicação do *software SMADA 6.03*, desenvolvido por Eaglin (1998).

## RESULTADOS

### Caracterização dos Climas Regionais

A determinação das características climáticas objetivou fornecer subsídios para a avaliação do comportamento hidrodinâmico e das disponibilidades hídricas, relacionando os elementos e fatores climáticos à compartimentação da bacia hidrográfica em zonas com parâmetros fisiográficos semelhantes.

#### Regionalização das Estações Meteorológicas

A compartimentação ou regionalização climática da bacia do rio Tibagi, realizada com os dados pluviométricos disponíveis sobre as 12 estações meteorológicas

selecionadas (fig. 1), resultou em três zonas distintas (tab. 8). As características das zonas climáticas homogêneas são as seguintes:

- Zona I: localizada ao sul da bacia, contempla o compartimento geomorfológico do primeiro planalto, ou Planalto de Ponta Grossa. As estações meteorológicas estão situadas entre as cotas 790 e 880 m de altitude, entre as latitudes 25°12' e 25°27' sul (tab. 6). A Zona I compreende a sub-bacia do alto curso do rio Tibagi, e demonstra coerência entre o método de regionalização empregado e a compartimentação da bacia em relação aos componentes da paisagem natural. Tem como representante a estação meteorológica Ponta Grossa, código Tb-11, utilizado neste estudo (tab. 8).

- Zona II: tem seu domínio territorial na porção intermediária da bacia do rio Tibagi, estendendo-se nos limites do segundo planalto paranaense, no sentido sul-norte. Suas estações pluviométricas estão entre as cotas 526 e 1.020 m de altitude, entre os paralelos 23°42' e 24°20' sul (tab. 6). Abrange a sub-bacia do médio curso do rio Tibagi. Neste estudo é representada pela estação meteorológica Telêmaco Borba, código Tb-8 (tab. 8). Ressalte-se que a estação meteorológica Telêmaco Borba ficou isolada na classificação, mas seus parâmetros climáticos a colocam próxima às características da Zona II.

- Zona III: corresponde à sub-bacia do baixo curso do rio Tibagi; localiza-se no terceiro planalto paranaense e tem a cidade de Londrina como referência. Suas estações estão distribuídas entre as cotas 340 e 603 m de altitude, entre as latitudes 22°57' e 23°18' sul (tab. 6). Nessa região o rio Tibagi recebe influência do lago da represa Capivara. É representada pela estação meteorológica Iporã, código Tb-6 (tab. 8).

A regionalização das estações meteorológicas requer um maior número de estações por área, para que se obtenha resultados mais confiáveis. Os estudos hidrogeográficos da bacia do rio Tibagi encontram-se na fase inicial, o que determina o uso dos dados disponíveis até então (que são incompletos).

**Tabela 8.** Regionalização das estações pluviométricas da bacia do rio Tibagi — método de agrupamento. \* Estações localizadas em pontos diferentes.

Região I		Região II		Região III	
Código	Estação	Código	Estação	Código	Estação
Tb-9	Ponta Grossa*	Tb-3	São Jerônimo da Serra	Tb-1	Bela Vista do Paraíso
Tb-10	Palmeira	Tb-4	Curitúva	Tb-2	Jataizinho
Tb-11	Ponta Grossa*	Tb-7	Marilândia do Sul	Tb-5	Londrina
Tb-12	Teixeira Soares	Tb-8	Telêmaco Borba	Tb-6	Ibiporã

### Classificação Climática

A classificação climática das séries históricas foi realizada com os dados históricos disponíveis, conforme está apresentada na tabela 9. Os resultados obtidos pelo método Köppen confirmaram estudos anteriores realizados por Iapar (1994) e Maack (1981). A sub-bacia do alto curso do rio Tibagi (Zona I) tem o domínio do clima Cfg'b; a sub-bacia do médio (Zona II) e a do baixo (Zona III) curso do rio Tibagi correspondem ao clima Cfg'a.

Foi selecionada, por região climática, uma estação meteorológica representativa entre aquelas que mais expressavam as características climáticas regionais, na seguinte seqüência (tab. 9): Zona I, clima Cfg'b; Zona II, clima Cfg'a; Zona III, clima Cfg'a.

As interpretações dos códigos das letras e dos números do método de Köppen são as seguintes (Ayoade 1986; Dourado Neto *et al.*, 1991; Iapar, 1994): Cfa: clima subtropical; temperatura média no mês mais frio inferior a 18°C (mesotérmico) e temperatura média no mês mais quente acima de 22°C, com verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, contudo sem estação seca definida; Cfb: clima temperado propriamente dito; temperatura média no mês mais frio abaixo de 18°C (mesotérmico), com verões frescos, temperatura média no mês mais quente abaixo de 22°C e sem estação seca definida; g': temperaturas máximas entre janeiro e junho.

**Tabela 9.** Classificação climática (CC) para a bacia do rio Tibagi — método Köppen. \* Instituto Nacional de Meteorologia.

Código*	Estação	CC
2251027	Bela Vista do Paraíso	Cfg'a
2351003	Londrina	Cfg'a
2351011	Ibiporã	Cfg'a
2351063	Marilândia do Sul	Cfg'b
2450011	Telêmaco Borba	Cfg'a
2550024	Ponta Grossa	Cfg'b

### Balanço Hídrico

O balanço hídrico foi determinado com os dados disponíveis sobre as estações meteorológicas mais representativas por zona climática. Os resultados das estações Ponta Grossa (Tb-11), Telêmaco Borba (Tb-8) e Ibiporã (Tb-6) estão dispostos em forma de tabelas.

Na Zona I foi registrada uma boa distribuição pluviométrica ao longo do ano, apresentando três picos

(verão, inverno e primavera), acompanhada de excedente hídrico (tab. 10). O período das chuvas intensas começa na primavera e vai até o verão. O maior pico de chuvas ocorre no verão, estendendo-se até o mês de março, e os picos menores ocorrem no outono e na primavera.

A Zona II apresentou uma distribuição anual de chuvas com características semelhantes às da estação Ponta Grossa, com o pico maior durante o verão e sem deficiência hídrica (tab. 11). Apenas os picos mais salientes, com valores médios menores do que os da Zona I, ocorreram durante o outono e a primavera. O inverno apresentou média pluviométrica histórica inferior à da Zona I.

Na Zona III a distribuição das chuvas fez desaparecer a característica do regime subtropical, com as maiores médias de precipitação no verão, e apresenta dois picos, um no final do outono e um no verão. Apresentou no mês de agosto um pequeno déficit hídrico (tab. 12), e reposição no mês de setembro, em comparação aos níveis médios de precipitação durante o verão.

Ocorreu pouca divergência entre as estações meteorológicas em relação aos maiores valores de precipitação no verão. Em consequência, os maiores valores de evapotranspiração foram registrados no verão, devido às maiores médias de temperatura nessa mesma época. As estações representantes das zonas I e II apresentaram excedente hídrico ao longo da média histórica anual.

### Caracterização Hidrológica da Bacia do Rio Tibagi

Os estudos dos hidrossistemas têm, no comportamento hidrológico, as informações que podem fundamentar suas características e subsidiar propostas para o planejamento e a gestão dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica.

A regionalização climática, baseando-se nas séries históricas das precipitações, compartimentou a área de estudos em três zonas distintas (fig. 1). Essa divisão demonstrou coerência com a paisagem natural e com a divisão clássica das bacias hidrográficas (efetuada por Christofoletti, 1988) nas sub-bacias do alto, do médio e do baixo curso. Dessa forma, as análises dos parâmetros hidrométricos foram associadas aos aspectos da paisagem natural das sub-bacias para as comparações relacionadas às características climáticas.

O rio Tibagi no contexto hidrogeográfico paranaense

**Tabela 10.** Balanço hídrico. Estação Ponta Grossa, período 1954-1998 (CAD 125 mm). T = temperatura; P = precipitação; N = número de horas de sol; I e a são constantes; ETP = evapotranspiração potencial; NEG-AC = déficit acumulado; ARM = conteúdo de água acumulada; ETR = evapotranspiração real; DEF = déficit de água no solo; EXC = excesso de água no solo.

Meses	T (°C)	P (mm)	N (horas)	I	a	ETP Thornthwaite 1948	P-ETP	NEG-AC (mm)	ARM (mm)	ETR (mm)	DEF (mm)	EXC (mm)
Jan	21,4	188,2	13,5	9,0	1,8	103,1	85,1	0,0	125,0	103,1	0,0	85,1
Fev	21,4	154,5	13,2	9,0	1,8	93,5	61,0	0,0	125,0	93,5	0,0	61,0
Mar	20,3	136,2	12,5	8,3	1,8	89,6	46,6	0,0	125,0	89,6	0,0	46,6
Abr	18,0	104,5	11,8	7,0	1,8	65,2	39,3	0,0	125,0	65,2	0,0	39,3
Mai	15,1	117,5	11,1	5,3	1,8	45,9	71,6	0,0	125,0	45,9	0,0	71,6
Jun	13,8	115,5	10,5	4,7	1,8	35,9	79,6	0,0	125,0	35,9	0,0	79,6
Jul	13,9	94,6	10,4	4,7	1,8	37,2	57,4	0,0	125,0	37,2	0,0	57,4
Ago	15,2	79,9	10,8	5,4	1,8	45,4	34,5	0,0	125,0	45,4	0,0	34,5
Set	16,4	134,0	11,5	6,0	1,8	53,6	80,4	0,0	125,0	53,6	0,0	80,4
Out	18,0	149,5	12,2	7,0	1,8	70,1	79,4	0,0	125,0	70,1	0,0	79,4
Nov	19,5	120,1	13,0	7,9	1,8	83,3	36,8	0,0	125,0	83,3	0,0	36,8
Dez	20,8	150,5	13,5	8,7	1,8	100,5	50,0	0,0	125,0	100,5	0,0	50,0
Totais	213,8	1.545,0	144,0	82,9	22,1	823,2	721,8	0,0	1.500,0	823,2	0,0	721,8
Médias	17,8	128,8	12,0	6,9	1,8	68,6	60,1	0,0	125,0	68,6	0,0	60,1

Fonte: Cálculos efetuados a partir dos dados brutos constantes em Iapar (1999).

**Tabela 11.** Balanço hídrico. Estação Telêmaco Borba, período 1977-1998 (CAD 124 mm). T = temperatura; P = precipitação; N = número de horas de sol; I e a são constantes; ETP = evapotranspiração potencial; NEG-AC = déficit acumulado; ARM = conteúdo de água acumulada; ETR = evapotranspiração real; DEF = déficit de água no solo; EXC = excesso de água no solo.

Meses	T (°C)	P (mm)	N (horas)	I	a	ETP Thornthwaite 1948	P-ETP	NEG-AC (mm)	ARM (mm)	ETR (mm)	DEF (mm)	EXC (mm)
Jan	22,5	203,1	13,5	9,7	1,9	110,8	92,3	0,0	125,0	110,8	0,0	92,3
Fev	22,3	161,9	13,1	9,6	1,9	98,9	63,0	0,0	125,0	98,9	0,0	63,0
Mar	21,3	133,9	12,5	9,0	1,9	95,7	38,2	0,0	125,0	95,7	0,0	38,2
Abr	18,9	108,3	11,8	7,5	1,9	69,1	39,2	0,0	125,0	69,1	0,0	39,2
Mai	15,6	141,8	11,1	5,6	1,9	46,4	95,4	0,0	125,0	46,4	0,0	95,4
Jun	13,7	110,6	10,6	4,6	1,9	33,3	77,3	0,0	125,0	33,3	0,0	77,3
Jul	13,7	84,4	10,5	4,6	1,9	34,1	50,3	0,0	125,0	34,1	0,0	50,3
Ago	15,2	68,3	10,9	5,4	1,9	43,1	25,2	0,0	125,0	43,1	0,0	25,2
Set	16,7	150,8	11,5	6,2	1,9	53,1	97,0	0,0	125,0	53,1	0,0	97,0
Out	19,3	152,9	12,2	7,7	1,9	77,2	75,7	0,0	125,0	77,2	0,0	75,7
Nov	20,9	142,4	12,9	8,7	1,9	92,1	50,3	0,0	125,0	92,1	0,0	50,3
Dez	21,9	182,4	13,4	9,4	1,9	108,0	74,4	0,0	125,0	108,0	0,0	74,4
Totais	222,0	1640,8	144,0	88,0	23,3	861,8	779,0	0,0	1.500,0	861,8	0,0	779,0
Médias	18,5	136,7	12,0	7,30	1,9	71,8	64,9	0,0	125,0	71,8	0,0	64,9

Fonte: Cálculos efetuados a partir dos dados brutos constantes em Iapar (1999).

**Tabela 12.** Balanço hídrico. Estação Iporã, período 1973-1998 (CAD 125 mm). T = temperatura; P = precipitação; N = número de horas de sol; I e a são constantes; ETP = evapotranspiração potencial; NEG-AC = déficit acumulado; ARM = conteúdo de água acumulada; ETR = evapotranspiração real; DEF = déficit de água no solo; EXC = excesso de água no solo.

Meses	T (°C)	P (mm)	N (horas)	I	a	ETP Thornthwaite 1948	P-ETP	NEG-AC (mm)	ARM (mm)	ETR (mm)	DEF (mm)	EXC (mm)
Jan	24,5	216,4	13,4	11,1	2,5	125,3	91,1	0,0	125,0	125,3	0,0	91,1
Fev	24,6	176,0	13,1	11,2	2,5	115,1	60,9	0,0	125,0	115,1	0,0	60,9
Mar	24,1	141,1	12,5	10,8	2,5	115,9	25,2	0,0	125,0	115,9	0,0	25,2
Abr	22,3	112,3	11,8	9,6	2,5	87,2	25,1	0,0	125,0	87,2	0,0	25,1
Mai	19,4	110,9	11,1	7,8	2,5	60,2	50,7	0,0	125,0	60,2	0,0	50,7
Jun	17,6	95,4	10,7	6,7	2,5	43,8	51,6	0,0	125,0	43,8	0,0	51,6
Jul	17,9	52,4	10,6	6,9	2,5	46,8	5,6	0,0	125,0	46,8	0,0	5,6
Ago	19,6	48,5	10,9	7,9	2,5	60,5	-12,0	-12,0	113,5	60,0	0,6	0,0
Set	20,7	114,5	11,5	8,6	2,5	70,9	43,0	0,0	125,0	70,9	0,0	32,1
Out	22,7	137,6	12,2	9,9	2,5	97,6	40,6	0,0	125,0	97,6	0,0	40,0
Nov	23,9	163,0	12,9	10,7	2,5	113,3	49,7	0,0	125,0	113,3	0,0	49,7
Dez	24,2	209,6	13,3	10,9	2,5	124,9	84,7	0,0	125,0	124,9	0,0	84,7
Totais	261,5	1.577,7	144,0	112,0	29,9	1.061,7	516,0	0,0	1.489,0	1061,1	0,6	516,6
Médias	21,8	131,5	12,0	9,3	2,5	88,5	43,0	0,0	124,0	88,4	0,0	43,0

Fonte: Cálculos efetuados a partir dos dados brutos constantes em Iapar (1999).

## A Dinâmica Fluvial

O rio Tibagi apresentou aspectos semelhantes no regime hidrológico dos três compartimentos — alto, médio e baixo cursos —, representados pelas suas principais estações hidrométricas: Santa Cruz, Engenheiro Rosaldo Leitão, Salto Mauá, Porto Londrina, Tibagi e Jataizinho (tab. 7). As médias mensais das vazões históricas apresentaram, na maioria das estações pluviométricas, três picos significativos (fig. 2). O mais saliente ocorreu no verão, época mais chuvosa; um outro pico ocorreu no inverno (julho), após o período ainda úmido (maio e junho); e o terceiro pico ocorreu durante a primavera (outubro), como resultado do reinício das chuvas em setembro (fig. 2).

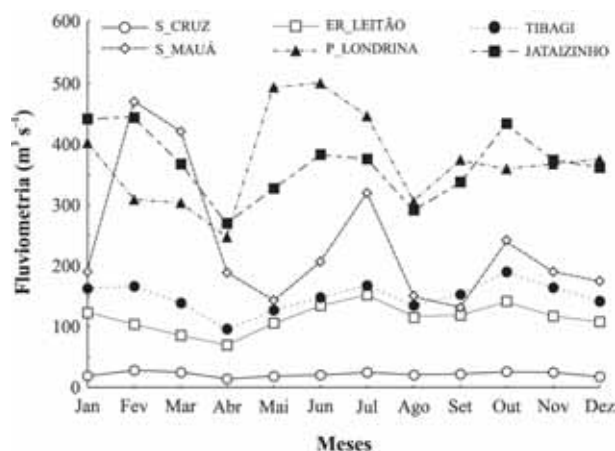


Figura 2. Regime hidrológico do rio Tibagi nas suas principais estações pluviométricas.

O regime hidrológico do rio Tibagi não se enquadra na classificação proposta por Pardê (*apud* Radesca, 1968). Fica próximo aos regimes complexos e variáveis dos grandes rios e dos regimes tropicais e subtropicais com duas estações de águas altas, como os dos rios Iguazu e Uruguai, que apresentam dois picos, um no inverno (junho e julho) e um na primavera (outubro) (Radesca, 1968; De França, 1993; De França & Stipp, 1999).

A determinação dos regimes fluviais dos tributários do rio Tibagi foi realizada com os dados disponíveis sobre os rios Capivari, Iapó, Imbituva e Pitangui. Foi analisado o conjunto de dados do rio Iapó e, depois, os dados dos outros tributários, representados por suas respectivas estações hidrométricas.

O rio Iapó apresentou um regime hidrológico com características subtropicais, isto é, o período de águas altas no verão, picos menores durante as estações sazonais intermediárias e as menores vazões no inverno. Nesse tributário da margem direita do rio Tibagi ocorre, na primavera, o reinício das chuvas, culminando no verão as maiores vazões (fig. 3).

Como o rio Iapó, os demais tributários selecionados, rios Capivari, Imbituva e Pitangui, avaliados por suas

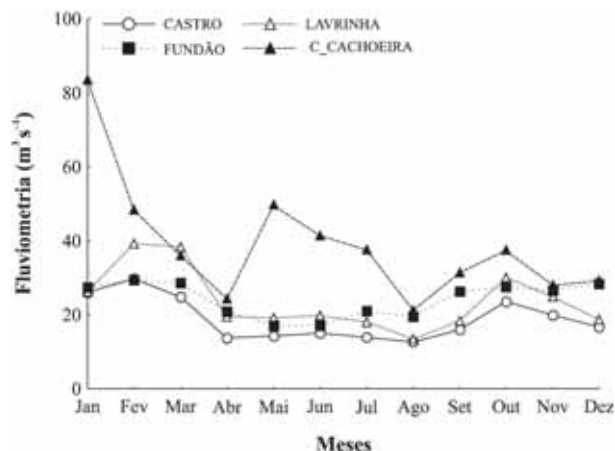


Figura 3. Regime hidrológico das diferentes estações do rio Iapó, afluente do rio Tibagi no seu alto curso.

séries históricas mais completas (fig. 4), pertencem à sub-bacia do alto rio Tibagi.

Eles apresentam regimes hidrológicos semelhantes ao do rio Tibagi. São três picos anuais, sendo que o rio Capivari apresentou nos meses de setembro e outubro as maiores vazões. O rio Imbituva tem seus maiores níveis de escoamento entre os meses de maio e julho. O rio Pitangui registrou no verão, na estação Sumidouro, o seu maior volume de água.

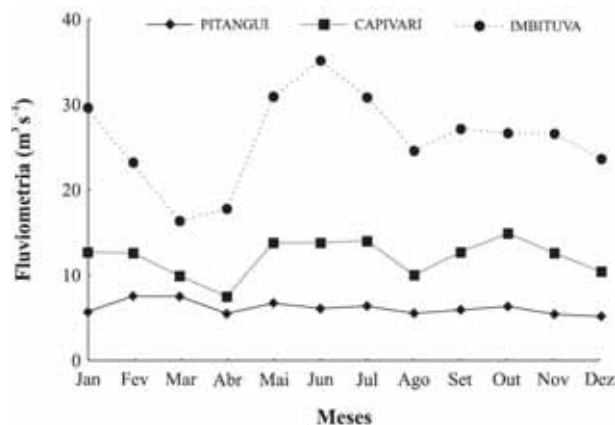


Figura 4. Regime hidrológico de três afluentes do rio Tibagi no seu alto curso.

## Vazões Médias

A avaliação das vazões médias foi realizada apenas no rio Tibagi, representado pelas estações pluviométricas Tibagi (fig. 5) e Jataizinho (fig. 6), que apresentam séries temporais completas e significativas, podendo ser tomadas como referência para o estudo das cheias.

As variações interanuais das vazões absolutas máximas, médias e mínimas das estações Tibagi e Jataizinho apresentaram características hidrológicas semelhantes. Como referência para as comparações, foram usadas as médias das vazões máximas (indicadoras para o limite crítico da cota de transbordamento e para o alerta da Defesa Civil), as médias das vazões históricas e as médias das vazões mínimas.



Os quartis de permanência das vazões máximas e das mínimas demonstraram que no período estudado a estação Tibagi registrou o débito máximo de  $804 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , com ocorrência de 75%; e o débito de  $426 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , com os 25% restantes. Como as descargas mínimas de  $47,1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  representaram 75% dos débitos registrados no período, as vazões de  $22,1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  corresponderam a 25% dos débitos no período.

A estação Jataizinho registrou 75% de permanência das vazões máximas de  $2.546 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , e 25% de permanência das vazões máximas de  $1.211 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Os quartis

das vazões mínimas corresponderam a  $122 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , com a permanência de 75%, e a  $69 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , com a permanência de 25%.

### Índices de Anomalias das Vazões

A avaliação dos episódios pluviométricos atípicos das variações interanuais realizada com as séries normalizadas, em relação às médias das vazões pelo desvio padrão, mostrou os eventos atípicos, positivos e negativos, que representam as condições de cheia e as épocas de estiagem, respectivamente. Neste estudo preliminar, deu-se prioridade às condições de cheia visando estudos futuros e mais detalhados que subsidiarão os critérios para o zoneamento das áreas críticas sujeitas a inundações.

Os anos de 1932, 1946, 1954, 1957, 1971, 1972, 1973, 1976, 1982, 1983 e 1990 foram atípicos e positivos, e os mais significativos registrados em Tibagi e Jataizinho, com ocorrência de cheias (tab. 13).

As variações interanuais das séries normalizadas caracterizaram os períodos decenais dos anos 1930, 1940, 1950 e 1960 como secos. A partir de 1970 foi iniciado o período úmido, caracterizado pela maior frequência dos eventos atípicos positivos até 1995. Os maiores episódios ocorreram nos anos de 1983 e 1990, considerados as máximas extremas de cheias do século XX e relacionados com o fenômeno El Niño – Oscilação Sul (ENOS) (tab. 13).

As variações interanuais, com base nos valores absolutos das vazões do rio Tibagi, registradas em Jataizinho, apresentaram uma curva com tendência crescente (fig. 7). Esse fato confirma os estudos de Moratti *et al.* (1995) sobre a tendência secular de um clima mais úmido para o sul da América do Sul a partir da década de 1970. Os autores chegaram a essa conclusão através da aplicação dos coeficientes angulares obtidos a partir das vazões dos 50 principais rios do mundo (normalizados a partir da vazão média) em diferentes escalas de tempo. Estudos realizados por De França (1993) e

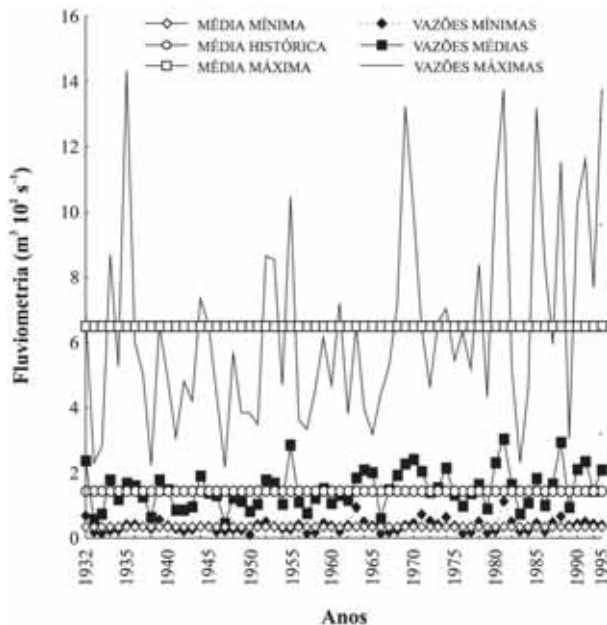


Figura 5. Vazões interanuais registradas na Estação Tibagi, rio Tibagi.

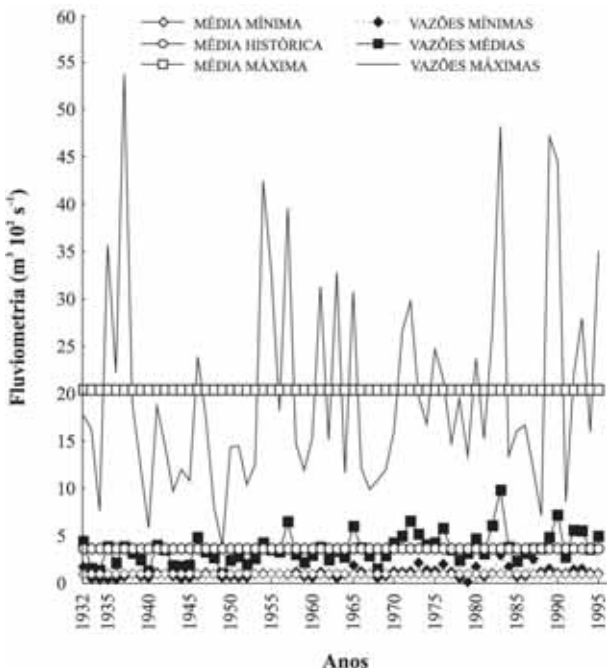


Figura 6. Vazões interanuais registradas na estação Jataizinho, rio Tibagi.

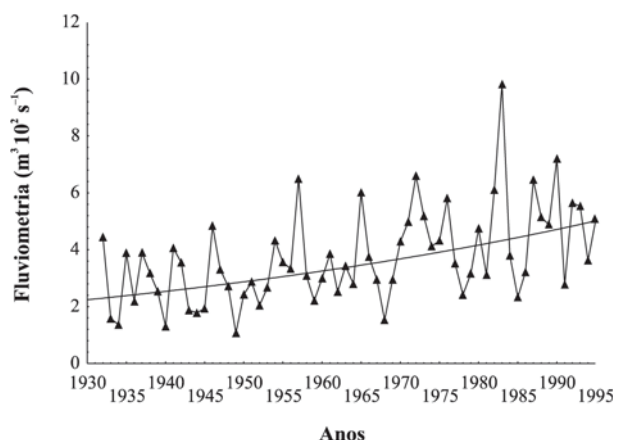


Figura 7. Variação interanual com tendência crescente da vazão. Estação Jataizinho, rio Tibagi.

**Tabela 13.** Cheias do rio Tibagi registradas nas estações Tibagi e Jataizinho — período 1932-1995. \* Anos sem cheia; \*\* anos com El Niño; \*\*\* anos com La Niña.

Período (anos)	Estação Tibagi vazão ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )	Estação Jataizinho vazão ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )	Período (anos)	Estação Tibagi vazão ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )	Estação Jataizinho vazão ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )
1932**	694	*	1972**	1.008	2.974
1935	869	3.570	1975***	664	2.469
1936	*	2.220	1976	704	2.153
1937	1.435	5.370	1980	840	2.371
1941**	655	*	1981	*	*
1946***	735	2.391	1982**	1.075	2.623
1947	653	*	1983**	1.375	4.822
1954***	865	4.245	1987**	1.319	*
1955***	855	3.264	1988***	852	*
1957**	1.048	3.957	1989***	*	4.712
1961	*	3.129	1990	1.154	4.488
1963	721	3.282	1992	1.023	2.214
1965**	*	3.070	1993**	1.162	2.797
1970***	713	*	1994**	768	*
1971***	1.324	2.659	1995***	1.378	3.500

Fonte: NOAA (1999).

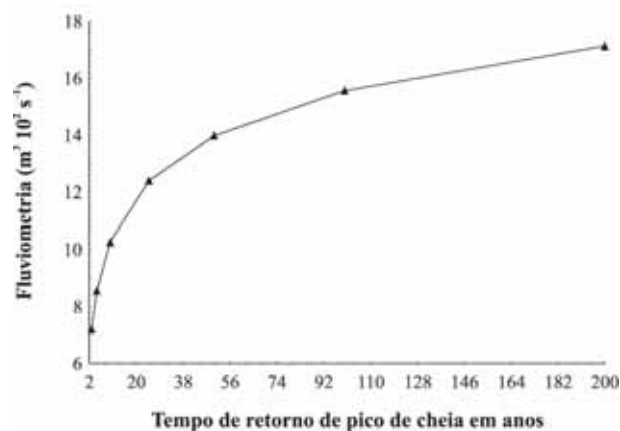
De França & Stipp (1999) na bacia do médio curso do rio Iguçu determinaram os decênios secos desde a década de 1940 até a década de 1960. Iniciaram-se na década de 1970 os anos mais úmidos, caracterizados por elevados índices pluviométricos, pelas maiores cotas máximas e por cheias mais frequentes.

#### Ocorrência das Cheias

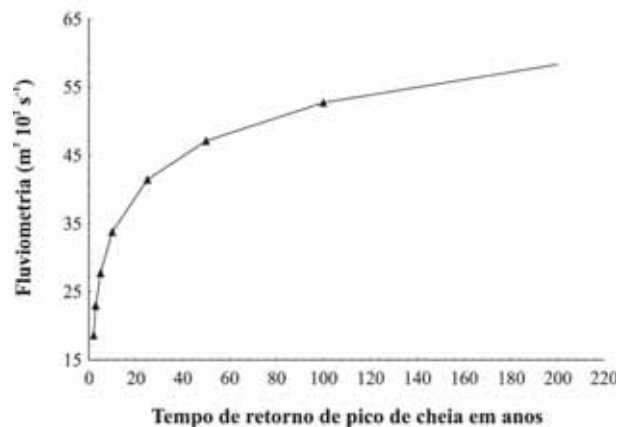
Estudos anteriores realizados por De França & Stier (1994) e Seplan (1995) concluíram que as cidades de Jataizinho e Tibagi foram as mais atingidas pelas cheias frequentes no rio Tibagi. No período de 1932 a 1995 foram registradas 25 cheias significativas em Tibagi, isto é, com vazões superiores à média máxima de  $651 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (tab. 13). No mesmo período, a estação Jataizinho registrou 22 ocorrências de cheias, referindo-se às vazões acima de  $2.043 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , que são consideradas críticas e servem como alerta para a prevenção de inundações, conforme a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), e para as informações da Defesa Civil sobre áreas de risco.

A distribuição das vazões máximas para a determinação do tempo provável de retorno das cheias, calculada para as estações Tibagi e Jataizinho, está apresentada nas figuras 8 e 9. Para a estação Jataizinho, a vazão  $2.291 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  poderá ocorrer a cada três anos. A relação vazão e tempo provável de retorno é empregada para a identificação e o zoneamento das áreas inundáveis, gerando, dessa forma, as propostas para os critérios de ocupação e uso do solo nos setores rural e urbano. Outros valores de vazão poderão ser analisados nas figuras 10 e 11, para comparações.

Conforme a tabela 13, os eventos extremos (cheias) ocorreram diversas vezes com a interferência do El Niño. A bacia hidrográfica do Tibagi apresentou, historicamente, picos de vazão nas estações sazonais outono e primavera (fig. 2).

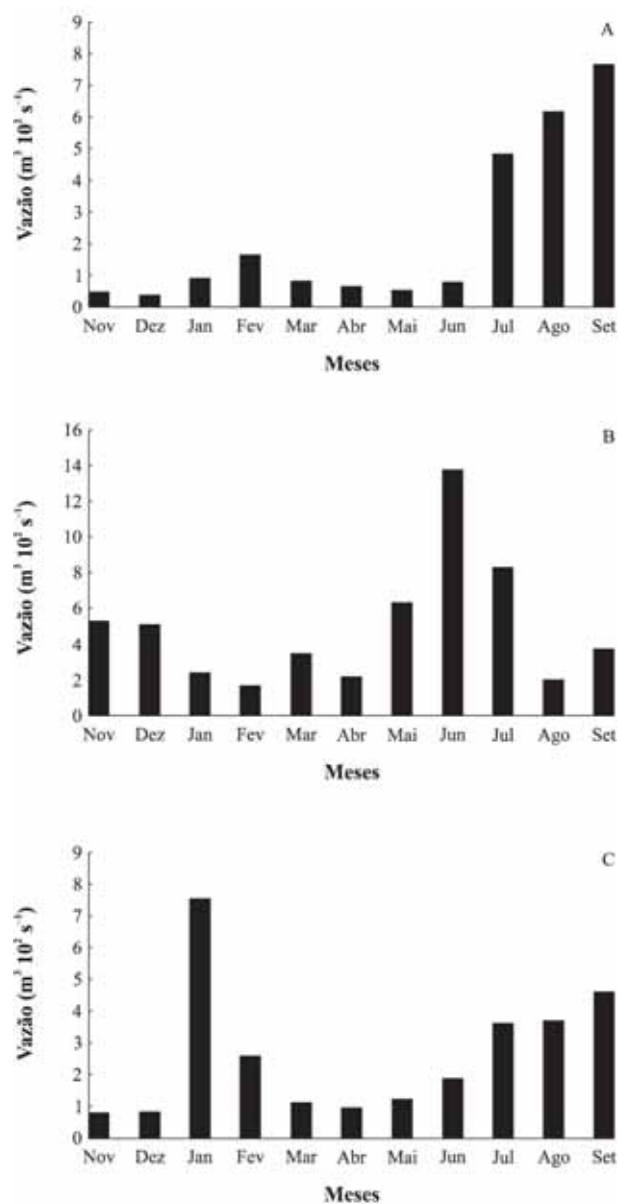


**Figura 8.** Tempo de recorrência das cheias no rio Tibagi (Estação Tibagi). Método Gumbel Tipo I Extremo. Cálculos realizados a partir de dados brutos constantes em MME (1999).

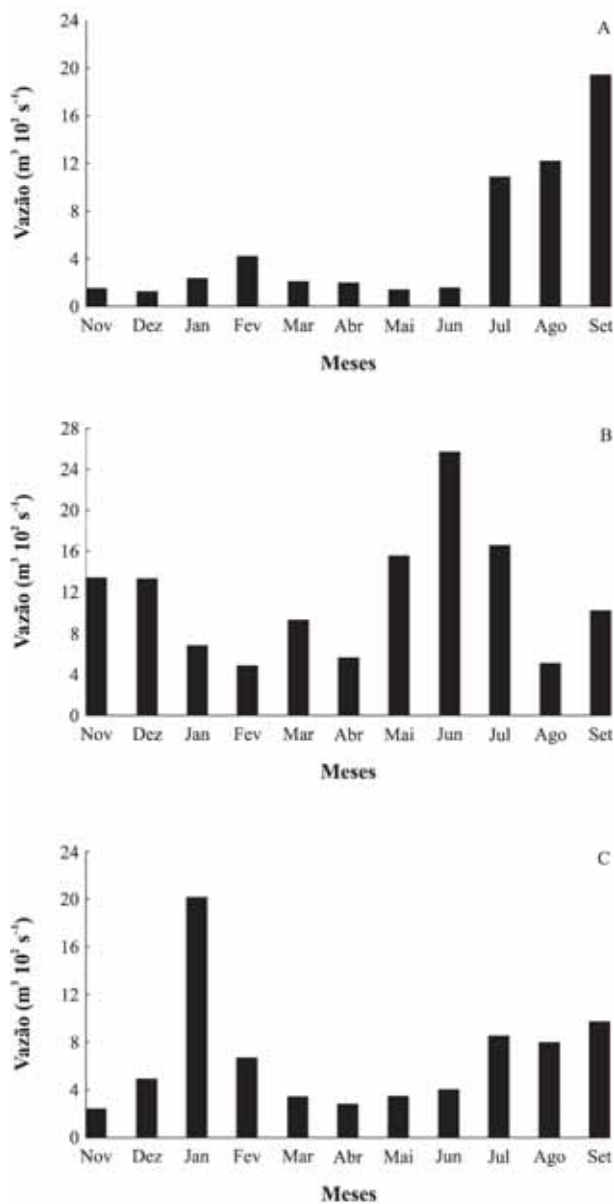


**Figura 9.** Tempo de recorrência de cheias no rio Tibagi (Estação Jataizinho). Método Gumbel Tipo I Extremo. Cálculos realizados a partir de dados brutos constantes em MME (1999).

A evolução histórica mensal dos pulsos das inundações registradas nas estações Tibagi e Jataizinho, para o ano hidrológico 1956-1957 (figs. 10A e 11A), segue os mesmos comportamentos, com picos máximos durante as épocas de inverno e primavera. Esse episódio contou com a influência do El Niño (tab. 13).



**Figura 10.** Cheias atípicas do rio Tibagi registradas na estação Tibagi a partir da década de 50. Anos hidrológicos: **A** - 1956-1957; **B** - 1982-1983; **C** - 1989-1990.



**Figura 11.** Cheias atípicas do rio Tibagi registradas na estação Jataizinho a partir da década de 50. Anos hidrológicos: **A** - 1956-1957; **B** - 1982-1983; **C** - 1989-1990.

Por sua vez, as cheias do ano hidrológico 1982-1983 foram os episódios que apresentaram registros das maiores vazões máximas do século XX, com acentuada presença do El Niño. A estação Jataizinho registrou a vazão máxima de  $4.822 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  no dia 31 de maio de 1983. Em Tibagi, a vazão chegou a  $1.375 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  no dia 20 de maio (tab. 13). As figuras 10 e 11 mostram os pulsos das cheias registradas nas estações Tibagi e Jataizinho.

A última cheia significativa registrada no período determinado para este estudo ocorreu no verão de 1989-1990. Os eventos máximos ocorreram nos meses de janeiro e fevereiro (figs. 10C e 11C), provocando prejuízos tangíveis (com valores próximos à catástrofe provocada pela cheia de 1983) à população de Jataizinho (De França & Stier, 1994).

As estimativas determinadas por intermédio da distribuição estatística das vazões máximas das séries históricas também são úteis para o zoneamento das áreas críticas sujeitas a inundações, devendo ser consideradas como critérios no planejamento de ocupação e uso do solo. Neste estudo foram consideradas as vazões máximas, as cotas e o tempo previsto para os retornos (ver figs. 8 e 9).

#### Demanda Hídrica na Bacia do Rio Tibagi

As estimativas para a demanda hídrica na bacia do rio Tibagi foram classificadas dando-se prioridade para as necessidades setoriais. Os setores priorizados foram uso doméstico, demanda industrial e setor de produção primária.

## Uso doméstico

Os aumentos populacional e do Produto Interno Bruto (PIB) exercem forte pressão sobre os recursos naturais, aumentando substancialmente o seu consumo (Guerra & Tapia, 1996). As projeções para os crescimentos foram estimadas para os anos de 2005 e 2015 em relação ao ano de 1993 (tabs. 14 e 15).

**Tabela 14.** Projeções para a população e o PIB do estado do Paraná e da bacia do rio Tibagi com base no ano de 1993.

Ano			Estado do Paraná	Bacia do Tibagi
1993	População	Urbana	6.428.235	1.248.537
		Rural	2.145.807	302.261
		Total	8.574.042	1.550.798
PIB	(US\$)*	27.811.000	4.324,40	
2005	População	Urbana	8.350.165	1.580.900
		Rural	1.558.695	224.770
		Total	9.908.860	1.805.170
PIB	(US\$)*	49.945.000	7.397,90	
2015	População	Urbana	9.969.271	1.865.230
		Rural	1.161.117	169.170
		Total	11.130.388	2.034.400
PIB	(US\$)*	81.354.000	11.617,96	

\* US\$ referente a 1995.

As projeções para 2005 e 2015 prevêem um aumento considerável do PIB regional na bacia hidrográfica do Tibagi. Para o período compreendido entre 1993 e 2015, a variação estimada para o aumento da população na bacia é de 31,18%, acompanhando as previsões para o estado do Paraná, que é de 32,91%. Ainda para o período 1993-2015, o aumento do PIB na bacia do rio Tibagi poderá chegar a 168,66%, enquanto o PIB em nível estadual tem previsão para um aumento de 192,52%. Índices estes que poderão interferir na tendência crescente do consumo de água para os próximos decênios.

**Tabela 15.** Projeção da demanda de água para a bacia do rio Tibagi com base no ano de 1993.

Tipo de Demanda	1993	2005	2015
	(m <sup>3</sup> dia <sup>-1</sup> )		
Urbana	142.790	223.680	322.630
Rural	14.540	11.640	9.520
Total	157.330	235.320	332.150

Fonte: Seplan (1995).

Os cenários projetados poderão balizar as políticas de recursos hídricos para a bacia do rio Tibagi, tomando como referência a variação dos aumentos da população e do PIB, por considerar que o aumento da produtividade nos setores geradores da economia regional significará, ao mesmo tempo, aumento progressivo do uso de água. A tabela 15 mostra o aumento do volume total de água previsto para o consumo até o ano de 2015, podendo chegar a 332.150 m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup> na bacia hidrográfica do rio Tibagi.

O aumento do consumo diário de água estimado até o ano de 2015, incluindo a demanda total, comparado com o ano de 1993, corresponderá à variação do volume total de 111,12%. A maior pressão consiste no aumento do consumo no setor urbano, com uma variação prevista de 125,9%, e a média do consumo diário por pessoa poderá passar de 114 para 173 litros. A demanda para uso consuntivo da água está relacionada com o número de habitantes (tabela 16) (Puppi, 1981).

**Tabela 16.** Demanda estimada de água para o setor urbano de acordo com a densidade populacional.

População	Consumo (L hab <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> )
até 5.000	100 a 150
5.000 a 25.000	150 a 200
25.000 a 100.000	200 a 250
acima de 100.000	250 a 300

Fonte: Puppi (1981).

## Demanda industrial

Os programas regionais de industrialização também contribuirão para pressionar o aumento do consumo dos recursos hídricos na bacia do rio Tibagi. A tabela 17 apresenta as projeções estimadas em relação à compartimentação das sub-bacias do alto, do médio e do baixo Tibagi.

A sub-bacia do alto Tibagi, com um histórico mais antigo no setor industrial, detém a maior variação no aumento da demanda de água, isto é, 108,0% (tab. 17), enquanto a variação do consumo total na bacia poderá chegar perto de 94,8%. O médio Tibagi ficou com uma variação do crescimento equivalente a 85,7%, caracterizando uma atividade maior no setor primário.

**Tabela 17.** Projeção da demanda de água para o setor secundário para a bacia do rio Tibagi com base no ano de 1993.

Sub-bacias	1993	2005	2015
	(m <sup>3</sup> dia <sup>-1</sup> )		
Alto Tibagi	34.900	57.980	72.730
Médio Tibagi	140	190	260
Baixo Tibagi	40.110	58.110	73.430
Total	75.150	116.280	146.420

Fonte: Seplan (1995).

## Demanda do setor primário

Além do setor industrial, o setor de produção de alimentos representa uma grande parcela no consumo de água. Ressalta-se, aqui, os volumes de água necessários para a produção rural. A tabela 18 apresenta uma estimativa da quantidade de água utilizada para a produção de alguns alimentos (cf. Carvalho, 1980).

Na tabela 19 estão os valores gerais de alimentos para o consumo produzidos no setor rural no Paraná até o ano de 2015. A produção agropecuária e a aquicultura requerem demandas consideráveis de água, em

**Tabela 18.** Volume de água (L) empregado na produção de laranja, ovo, pão e leite.

Produto	Quantidade	L
Laranja	1	341 a 416
Ovo	1	454 a 568
Pão (g)	454	1.135
Leite (L)	1	13.248

Fonte: Carvalho (1980).

quantidades ideais para buscar-se o padrão de excelência, pois o seu uso está relacionado com a qualidade dos alimentos produzidos. A bacia do rio Tibagi contribui com uma parcela significativa do potencial da produção rural do estado, ajudada pela regularidade de distribuição pluviométrica anual e pelas aptidões pedológicas.

**Tabela 19.** Projeção das necessidades futuras de alimentos para o estado do Paraná com base no ano de 1993.

Alimento	1993	2005	2015
	(t)		
Arroz (sem casca)	546.389	629.264	706.800
Feijão	193.590	222.953	250.425
Batata	218.542	251.689	282.702
Pó de café	34.416	39.636	44.520
Trigo	583.609	672.127	754.948
Pó de mandioca	30.114	34.682	38.955
Mandioca total	247.365	284.885	319.988
Óleo de soja	34.416	39.636	44.520
Soja	191.353	220.376	247.531
Açúcar	262.422	302.225	339.465
Cana-de-açúcar	2.915.508	3.397.720	3.771.496
Bovino	158.314	182.326	204.792
Suíno	60.228	69.363	77.910
Aves	152.291	175.389	197.001

Fonte: Seplan (1995).

No início dos anos 90, dos 24.712 km<sup>2</sup> ocupados pela bacia hidrográfica do rio Tibagi, as atividades agrícolas detinham a maior parcela, ocupando 39,92% da área; em seguida estava a área ocupada pela vegetação secundária, 27,32%; e por último, a área ocupada pela atividade pecuária, atingindo 18,03% (Seplan, 1995).

Os critérios formulados para a projeção das demandas futuras de água no setor primário em relação à produção animal na bacia do Tibagi têm como indicador o consumo de água para cada tipo de criação: bovino, suíno, aves e aquicultura (para as regiões de Ponta Grossa, Irati, Apucarana, Londrina e Cornélio Procópio) (tab. 20).

**Tabela 20.** Demanda de água para o setor primário, produção animal. Bacia do rio Tibagi (m<sup>3</sup> 10<sup>2</sup> dia<sup>-1</sup>).

Região	Suíno			Bovino			Ave			Peixe		
	1993	2005	2015	1993	2005	2015	1993	2005	2015	1993	2005	2015
Ponta Grossa	0,676	0,96	0,96	5,063	6,003	6,909	1,336	2,012	2,416	3,2	4,08	4,93
Irati	0,405	0,576	0,576	0,876	1,039	1,196	0,17	0,256	0,307	1,39	1,78	2,15
Apucarana	0,203	0,288	0,288	1,142	2,54	2,923	0,085	0,128	0,154	0,46	0,58	0,7
Londrina	0,338	0,48	0,48	5,355	6,35	7,308	0,729	1,097	1,318	0,75	0,96	1,16
Cornélio Procópio	0,225	0,32	0,32	3,213	3,81	4,385	0,292	0,439	0,527	1,19	1,54	1,86
Total	1,84	2,62	2,62	15,64	19,74	22,72	2,61	3,93	4,72	6,99	8,94	10,8

Fonte: Seplan (1995).

O volume diário de água consumida no meio rural para a produção animal, na bacia hidrográfica do Tibagi, chegou a 27 milhões de litros em 1993. A esse volume deverá ser acrescido 50,9% até o ano de 2015.

A tabela 21 apresenta a demanda de água para os setores primário, secundário e urbano-rural. Uma análise preliminar das informações dessa tabela expressa a necessidade de planejamento rigoroso para a futura gestão dos recursos hídricos para a produção de alimentos (a tabela 14 mostra a tendência natural do seu aumento em relação ao número de habitantes, que poderá ser comparada com o crescimento do PIB).

Esses valores devem ser estimados para o consumo de água dos demais setores de atividade na bacia, para o planejamento e a gestão do uso dos seus recursos hídricos, mediante o Plano Diretor dos Recursos Hídricos da Bacia do Rio Tibagi. Como pode ser visto, os valores dos consumos previstos até o ano de 2015 para as demandas de água doméstica, rural e dos setores primário e secundário poderão ter a variação de 100,12% (tab. 21).

#### Demanda total para a bacia do rio Tibagi

A avaliação do conjunto dos três setores de atividade econômica para as demandas previstas até 2015 considera que o uso consuntivo da água no setor urbano-rural tem a maior pressão sobre o sistema, com a variação percentual, nesse período, de 111,12%, acompanhando a variação total de 100,12%. Os cenários previstos para o setor primário projetam o acréscimo de 94,83% na demanda de água (tab. 20).

Nos próximos 15 anos o setor industrial poderá ser ampliado, principalmente na região norte da bacia, mas o aumento do uso de água no setor deve ser otimizado, para se buscar o desenvolvimento regional auto-sustentado. Para esse setor estima-se o acréscimo de 50,88%.

#### Demanda do setor hidroenergético

A abordagem do potencial hidroenergético da bacia do rio Tibagi, bem como da atual política energética nacional, requer um capítulo exclusivo. Devido à complexidade da temática energia e desenvolvimento social, o programa para a implementação de usinas hidrelétricas

**Tabela 21.** Demandas de água previstas para a bacia do rio Tibagi com base no ano de 1993. \* Considerando apenas a produção animal.

Setor	1993	2005	2015
Urbano-rural	157.330	235.320	332.150
Primário*	27.080	35.230	40.860
Secundário	75.150	116.280	146.420
Total	259.560	386.830	519.430

Fonte: Seplan (1995).

(UHs) no rio Tibagi necessita do redimensionamento da sua concepção original, isto é, de uma reavaliação na divisão de quedas paralelamente às discussões da matriz energética voltada para o potencial energético regional.

O aumento do PIB regional, acompanhado do crescimento da população, como foi visto anteriormente, exercerá considerável pressão para o aumento da demanda dos recursos naturais da bacia hidrográfica. Sabe-se que existe uma elevada correlação entre o trinômio população-PIB-energia (Guerra & Tapia, 1996; Olade, 1996) e que o desenvolvimento auto-sustentado poderá melhorar as condições sociais dos países em desenvolvimento.

O consumo de energia *per capita* é um indicador da importância dos problemas sociais que afetam os países em desenvolvimento. O aumento do consumo de energia comercial *per capita* para valores acima de 2 t de equivalente de petróleo (tEP) melhora as condições sociais, trazendo redução das taxas de analfabetismo e mortalidade infantil, maior número de moradias, mais alimentos, mais equipamentos urbanos e aumento do Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) (Olade, 1996; Goldemberg, 1998).

O cenário projetado para o Brasil, com média de 1,3 tEP *per capita* (1997) e taxas de consumo de energia crescendo a 4,6% ao ano, acompanha o crescimento do PIB e, no período de 1970 a 1996, a demanda de energia triplicou (Goldemberg, 1998). O aumento do consumo de energia em nível nacional poderá exercer influência na produção de energia no Paraná. As previsões do aumento *per capita* de 1,3 tEP para 2,5 ou 3 tEP foram feitas, para o Brasil, para os próximos 20 anos (Olade, 1996; Goldemberg, 1998). O acréscimo na demanda de energia provocará a maior participação paranaense na matriz energética nacional; em 1980 essa participação era de 7,5%, tendo evoluído para 27,6 % em 1995 (De França, 1998).

Os sistemas de geração e distribuição de eletricidade estão interligados, e a atual política energética brasileira contempla a hidreletricidade, detentora da participação de 97% na matriz energética nacional (MME, 1998). Dessa forma, o uso do potencial hidroenergético da bacia do rio Tibagi requer uma reavaliação, não só em nível regional como em nível nacional.

Os estudos desenvolvidos na bacia para avaliação do seu potencial hidroenergético foram realizados

durante a década de 1960 pela empresa canadense Canambra Engineering Consultants. O Ministério de Minas e Energia (MME) autorizou a Companhia Paranaense de Energia (Copel) a revisar os estudos anteriores ao período 1980-1983, redimensionando as divisões de quedas e os projetos para viabilidade das UHs de Santa Branca, Tibagi, Telêmaco Borba, Mauá, São Jerônimo, Cebolão e Jataizinho. Essas usinas teriam uma produção em torno de 5,059 Gwh de energia firme (Copel, 1994a).

Atualmente, os projetos das UHs de Santa Branca e Tibagi foram inviabilizados preliminarmente. Restam os projetos em fase de procedimentos legais: os projetos das UHs Jataizinho, Cebolão e São Jerônimo, com previsão de potência instalada total de 596 MW (Copel, 1994b; 1996).

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados preliminares deste estudo consubstanciam a fase inicial para o diagnóstico da bacia hidrográfica por meio dos dados de superfície. As análises hidrometeorológicas que caracterizaram as compartimentações da bacia demonstram coerência com a regionalização das estações meteorológicas, isto é, com as características climáticas e as características da paisagem.

O método empregado para a classificação climática pontual mostrou-se eficaz, embora seja necessário o maior adensamento das estações meteorológicas (número de estações por km<sup>2</sup>) para a regionalização mais confiável dessas estações.

O balanço hídrico demonstrou que a zona de estudos possui uma boa distribuição pluviométrica, sem estação seca. A deficiência hídrica registrada foi mínima e, durante o período determinado, o excedente hídrico manteve-se com valores médios marcantes.

As diferenciações climáticas e as estruturas geomorfológicas interferem nas médias mensais das séries históricas hidrológicas, diferenciando as curvas das máximas em algumas semanas em relação às demais estações pluviométricas, mas mantendo em seu conjunto as caracterizações regionais dos seus regimes hidrológicos

A determinação dos eventos atípicos, por meio das séries históricas normalizadas e das médias interanuais, confirmaram o aumento progressivo das vazões a partir dos anos 70, acompanhado pelo aumento de pluviosidade e pela maior frequência das cheias. Os eventos atípicos, que provocam cheias e estiagens, nem sempre estão correlacionados com os eventos El Niño e La Niña. Assim, devem ser realizados estudos específicos para que sejam conhecidos os outros fatores que interferem no sistema hidrometeorológico na bacia do rio Tibagi.

A tendência secular das médias interanuais corresponde ao aumento progressivo das vazões, que por sua vez têm alta correlação com a precipitação pluviométrica.

trica. As projeções para os cenários futuros de demanda do consumo de água requerem a otimização do sistema através da atuação do Comitê da Bacia, que melhor poderá respaldar uma política de gestão dos recursos hídricos, tendo por base as leis nº 9.433/97 (federal) e nº 12.726/99 (do estado do Paraná).

As pressões dos setores produtivos, aliadas ao crescimento populacional e ao aumento do PIB, demandam um maior volume do consumo diário de água. Isso oportuniza um desafio para as instituições gestoras dos recursos hídricos e traz a exigência de uma maior instrumentalização da sociedade, para que a mesma se mobilize e participe da elaboração das propostas visando soluções para os problemas regionais relacionados com a gestão dos recursos hídricos, consolidando, assim, o desenvolvimento auto-sustentado por intermédio da prática da cidadania.

### Referências Bibliográficas

- Ab'saber, A. 1968. O problema da gênese das grandes bacias hidrográficas brasileiras. In: Brasil – A terra e o homem. v. 1. A. Azevedo (org). Nacional, São Paulo. pp.169-174.
- Ayoade, J.O. 1986. Introdução à climatologia para os trópicos. Difel, São Paulo.
- Bravard, J.P. & Petit, F. 1997. Les cours d'eau: dynamique du système fluvial. Armand Colin/Masson, Paris.
- Carvalho, B. de A. 1980. Ecologia aplicada ao saneamento ambiental. ABES/Feema, Rio de Janeiro.
- Christofidis, D. 1997. A água e a crise alimentar. In: I Forum Interamericano de Gestão dos Recursos Hídricos. [on line] Disponível na internet via <http://www.iica.org.br>
- Christofoletti, A. 1988. Geomorfologia fluvial. 1ª reimp. Edgard Blucher, São Paulo.
- Copel–Companhia Paranaense de Energia. 1994a. Rio Tibagi: reavaliação de estudos de inventário. Copel, Curitiba.
- Copel–Companhia Paranaense de Energia. 1994b. Estudos de viabilidades econômica, técnica e ambiental das usinas hidrelétricas de Jataizinho. Copel, Curitiba.
- Copel–Companhia Paranaense de Energia. 1996. Usinas hidrelétricas Jataizinho e Cebolão: estudos de viabilidade técnica, econômica e ambiental. Copel, Curitiba.
- De França, V. 1993. Caracterização de uma área crítica através da análise de frequências das inundações na bacia hidrográfica do médio Iguacu. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, SP.
- De França, V. 1998. Análises das influências dos pulsos das inundações na sub-bacia do alto curso do rio Paraná, localidades de Porto Rico (PR) e Taquaruçu (MS) – Aplicação do visível ao infravermelho. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, PR.
- De França, V. & Stier, K. 1994. Variação de parâmetros hidrológicos em Jataizinho (PR) em função do impacto antrópico. In: Livro de Resumos do II Congresso de Ecologia do Brasil (Londrina, PR). p.352.
- De França, V. & Stipp, N.A.F. 1999. Os efeitos das cheias do rio Iguacu nos municípios de União da Vitória (PR) e de Porto União (SC). Ciência Geográfica, 12:37-41.
- Dione, O. 1996. Evolution climatique recente et dynamique fluviale dans les hauts bassins des fleuves Senegal et Gambie. Tese de Doutorado, Université Lyon 3 – Jean Moulin, Lyon, França.
- Dourado Neto, D.; Van Lier, Q. de J.; Ometto, J.C. & Barbieri, W. 1991. Classificações climáticas pelos métodos de Köppen e Thornthwaite. ESALQ/USP, Piracicaba.
- Eaglin, R. 1998. SMADA 6.43. Stormwater management and design aid – Manual. University of Central Florida, EUA.
- FAO–Food and Agriculture Organization of the United Nation. 1996. Producción de alimentos: función decisiva del agua. Documentos Técnicos de Referência da FAO, 7. [on line] Disponível na internet via [www.fao.org](http://www.fao.org).
- Goldemberg, J. 1998. Energia e desenvolvimento. Estudos Avançados/USP, 12(13):7-15.
- Guerra, A.J.T. & Cunha, S.B. de (orgs.). 1994. Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos. Bertrand Brasil, Rio de Janeiro.
- Guerra, J. & Tapia, E.S. 1996. Análisis de la relación energía-problación-PIB en el Mercosur. In: Anais do VII Congresso Brasileiro de Energia. Desafios de Reestruturação e do Desenvolvimento Social (Rio de Janeiro), 1:194-207.
- Guerrini, R. 1988. Le risorse. Época/Gaia Book, Rome.
- Iapar–Instituto Agrônomo do Paraná. 1994. Cartas climáticas do estado do Paraná. Iapar, Londrina.
- Iapar–Instituto Agrônomo do Paraná. 1999. Séries históricas de dados meteorológicos. Iapar, Londrina.
- Justus, J. de O. 1990. Geologia da Região Sul. O.V. Mesquita (coord.). IBGE, Rio de Janeiro. pp.189-218.
- Maack, R. 1981. Geografia física do estado do Paraná. 2ª ed. J. Olympio/Secretaria da Cultura e do Esporte do Governo do Estado do Paraná. Rio de Janeiro/Curitiba.
- MMA–Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos. 1998. Sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos. [on line] Disponível na internet via [www.mma.gov.br/srh](http://www.mma.gov.br/srh).
- MMA–Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos. 1999. Orientações da SRH-MMA para elaboração do termo de referência para planos diretores de recursos hídricos de bacias hidrográficas. [on line] Disponível na internet via [www.mma.gov.br/srh](http://www.mma.gov.br/srh).
- MME–Ministério de Minas e Energia. 1998. Balanço energético nacional. MME, Brasília.
- MME–Ministério de Minas e Energia. Agência Nacional de Energia Elétrica. 1999. Microsistema de dados hidrometeorológicos. MME-ANEEL, Brasília.
- Moratti, J.; Furlan, J.A.; Probst, Y. & Tardy, Y. 1995. Caracterização climática global em função da drenagem continental nos últimos 100 anos. Geoquímica. Brasil, 9(1):1-11.
- Nery, J.T.; Thomaz, S. & De França, V. 1998. Caracterización de la precipitación del estado de San Pablo. Atmosfera, 11:125-142.
- NOAA–National Oceanic and Atmospheric Administration Satellite. 1999. El niño. [on line] Disponível na internet via [www.esdim.noaa.gov](http://www.esdim.noaa.gov).
- Olade–Organização Latinoamericana de Energia. Integración energética en América Latina y el Caribe. 1996. In: VII Congresso Brasileiro de Energia – Desafios da Reestruturação e Desenvolvimento Econômico e Social. Rio de Janeiro, Olade/MME.
- Puppi, I.C. 1981. Estruturação sanitária das cidades. Editora da UFPR/Cetesb, Curitiba.
- Radesca, M. de L.P. de S. 1968. Hidrografia. In: Brasil: a terra e o homem. A. Azevedo (org.). Nacional, São Paulo. pp.573-607.
- Rolim, G. de S.; Sentelhas, P. & Barbieri, V. 1999. Planilhas no ambiente Excel™ para os cálculos de balanços hídricos: normal, seqüencial, de cultura e de produtividade rural e potencial. ESALQ/USP, Piracicaba.
- Sema–Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Superintendência de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. 1998. Atlas hidrológico do Paraná. SEMA-SUDERHSA, Curitiba.
- Seplan–Secretaria de Estado de Planejamento. Centro de Coordenação de Programas. 1995. Plano diretor para utilização dos recursos hídricos no estado do Paraná. 1995. Curitiba: Seplan/CCP/JICA. 1 CD-ROM.
- Simepar–Sistema Meteorológico do Paraná. 1999. Boletim sobre as condições climáticas do Paraná. [on line] Disponível na internet via [www.simepar.br](http://www.simepar.br).

Tucci, C. (org.). 1997. Hidrologia: ciência e aplicação. 2ª ed.

UFRGS/IPH/ABRH, Porto Alegre.

Unesco–United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. 1996. Declaración de San José: conferencia sobre evaluación y estrategias de gestión de recursos hídricos en América Latina y el Caribe. [on line] Disponível na internet

via [www.hwr.com](http://www.hwr.com).

Unesco–United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization/WMO–World Meteorological Organization. 1997. Programme on sustainable development of water resources (SDW). [on line] Disponível na internet via [www.hwr.com](http://www.hwr.com).





## **Dinâmica atmosférica e tipos climáticos predominantes da bacia do rio Tibagi**

Francisco de A. Mendonça e Inês M. Danni-Oliveira

**ABSTRACT** – (Atmosphere dynamic and principal climatic types of the Tibagi River Basin) The climate diagnosis of the Tibagi River Basin (Paraná State, Brazil) is a part of an integrated research project of environmental diagnosis. The data used were from seven meteorological stations, and they were analyzed in correlation with climatic dynamic features. Three climate types were distinguished inside the basin: Cfa in the north portion, Cfa/Cfb in the central part and Cfb in the south.

Key words – Climate diagnosis, Tibagi River Basin.

### **INTRODUÇÃO**

As bacias hidrográficas têm se configurado, de maneira considerável, em unidades espaciais de elevada demanda de elaboração de diagnósticos ambientais. Tal fato decorre não somente das vantagens de definição espacial que uma bacia propicia, mas também da necessidade cada vez maior da gestão ambiental dessas áreas. A elaboração dos referidos diagnósticos encontra-se, pois, numa posição privilegiada e fundamental do processo de gestão de bacias hidrográficas.

É premente o entendimento da interação entre os processos físico-naturais e socioeconômicos que caracterizam os espaços geográficos das bacias hidrográficas, diante do crescente comprometimento da qualidade dos mananciais e da disponibilidade de água potável, entre outros, notadamente evidenciados nas áreas urbano-industriais.

Envolvendo a abordagem de vários elementos da paisagem, os diagnósticos ambientais em geral, e o das bacias hidrográficas em especial, realizam-se mediante a quantificação, o mapeamento e a análise dos atributos geográficos da área em foco, confrontados e correlacionados entre si, de modo a permitir o equacionamento de problemas decorrentes da degradação da paisagem, na perspectiva de contribuir para com o planejamento ambiental da área.

O clima é, dentre os inúmeros elementos da paisagem que compõem uma bacia hidrográfica, um de seus

principais formadores. O conhecimento detalhado de sua dinâmica e das interações que mantém com os demais elementos do ambiente é uma contingência necessária para toda e qualquer atividade humana. A estreita relação existente entre os aspectos climáticos e as atividades agrárias, urbanas e industriais atestam a importância do conhecimento das condições climáticas para o gerenciamento de tais atividades.

Este capítulo discorre, de forma muito sintética, sobre a dinâmica atmosférica predominante no âmbito da bacia hidrográfica do rio Tibagi, bem como evidencia os principais tipos climáticos da área; nesse contexto, tem-se uma caracterização genérica das condições climáticas dessa bacia.

### **METODOLOGIA**

Para a análise dos aspectos climáticos da bacia do rio Tibagi adotou-se a teoria de sistemas de Ludwig von Bertalanfy, na sua concepção geral aplicada à geografia (Christofolletti, 1978), como premissa teórico-metodológica; esse método, por sua já comprovada experimentação no campo da climatologia (Monteiro, 1976), adequa-se perfeitamente ao estudo proposto.

Os dados utilizados correspondem à série temporal dos últimos 30 anos, obtidos junto às estações agrometeorológicas do Instituto Agrônomo do Paraná (Iapar) localizadas nos municípios de Londrina, Apucarana, Ibitiporã, Mauá da Serra, Telêmaco Borba, Ponta Grossa

e Teixeira Soares, distribuídas ao longo da bacia do Tibagi. Os cartogramas e gráficos aplicados a esses dados foram analisados em consórcio com as cartas climáticas básicas do estado do Paraná (Iapar, 1978; 1994), obtendo-se como resultado uma carta com as características climáticas da bacia do rio Tibagi em escala de 1:250.000, que expressa seu zoneamento climático.

O estudo do controle dinâmico do clima regional foi elaborado tomando-se como base as informações obtidas junto à literatura que aborda o clima dessa parcela do território paranaense.

### **A CARACTERIZAÇÃO CLIMÁTICA DA BACIA DO RIO TIBAGI**

Tendo suas nascentes junto ao relevo tabular do primeiro planalto paranaense, o rio Tibagi corta quase toda a porção centro-oriental do Paraná em direção ao norte, onde deságua no rio Paranapanema. Estendendo-se no sentido S-N, grande parte dos terrenos de sua bacia hidrográfica compõe as planícies mais deprimidas e amplas do primeiro planalto, favorecendo localmente as trocas meridionais da circulação secundária dominantes no Brasil meridional. Os terrenos da bacia variam altimetricamente de 1.000 m, ao sul, a aproximadamente 300 m, em seu nível de base, ao norte (ITCF, 1988).

Essa configuração, aliada à dinâmica climática comandada pela alternância de sistemas tropicais e extra-tropicais, assegura uma compartimentação climática definida por três tipos distintos, em grande parte influenciados pelas feições topográficas locais.

Considerada por Ab'Saber ([19--]) como área de transição morfo-climática no que concerne aos aspectos de sua paisagem, a porção norte da bacia enquadra-se climaticamente na faixa de transição entre os climas tropical e subtropical (Monteiro, 1968; Zavatini, 1983; Mendonça, 1990, 1995). As porções média e meridional da bacia, entretanto, apresentam-se melhor definidas climaticamente, enquadrando-se nos domínios dos climas subtropicais.

Tal como encontrado por Gutjahr (1993) ao estudar a compartimentação climática da bacia hidrográfica do rio Ribeira, e por Danni-Oliveira (1999) ao analisar os aspectos climáticos da porção centro-setentrional da Região Metropolitana de Curitiba, as diferenciações climáticas da área em foco manifestam-se por conta de seus aspectos topográficos e, secundariamente, latitudinais, já que o controle da dinâmica atmosférica configura-se em âmbito regional. Esse controle é o maior responsável pela farta disponibilidade de chuva da bacia ao longo do ano, cujos totais anuais pouco diferem nas três grandes unidades climáticas identificadas.

Assim, o zoneamento climático da bacia do rio Tibagi (fig. 1) se dá preferencialmente pela intensidade das temperaturas de verão e predominância de atuação relativa dos sistemas atmosféricos.

- Área I: tipo climático Cfa: úmido em todas as estações e verão quente, com predominância dos sistemas atmosféricos intertropicais (massas de ar Tropical Atlântica, Tropical Continental, Equatorial Continental e Polar Atlântica).

- Área II: tipo climático misto Cfa/Cfb, úmido em todas as estações e com verão quente a moderadamente quente, com atuação conjugada dos sistemas atmosféricos tropicais e polares (massas de ar Tropical Atlântica, Tropical Continental, Equatorial Continental e Polar Atlântica).

- Área III: tipo climático Cfb, úmido em todas as estações e com verão moderadamente quente, com atuação conjugada dos sistemas atmosféricos tropicais e polares (massas de ar Tropical Atlântica, Tropical Continental, Equatorial Continental e Polar Atlântica).

### **O ZONEAMENTO CLIMÁTICO DA BACIA DO RIO TIBAGI**

Caracterizada pelo tipo climático Cfa, a Área I está localizada na porção mais setentrional da bacia hidrográfica, sendo representada pelas cidades de Londrina e Ibiporã. Essa área apresenta-se mais úmida no verão, período que concentra grande parte das chuvas que ocorrem ao longo do ano, e cujas temperaturas médias máximas podem atingir os 28°C, configurando-se nos verões mais quentes de toda a bacia hidrográfica.

A estação de inverno representa um período de estiagem relativa na área, sendo os meses de julho e agosto os mais secos do ano, com médias mensais em torno de 50 mm. Com temperaturas médias de cerca de 18°C, essa época é marcada pela ocorrência de geadas, sendo julho o mês de maior incidência, quando são alcançadas as menores temperaturas mínimas médias da área (10°C).

A isoterma de 20°C, que representa a média térmica anual, pode ser tomada como limite sul dessa área.

A sazonalidade térmica e pluviométrica é significativamente pronunciada, quando comparada com as outras unidades climáticas da bacia. Assim, entre as demais, essa porção revela as mais expressivas características de tropicalidade climática.

A análise da evolução termo-pluviométrica mensal das cidades de Londrina e Ibiporã revela uma certa ciclicidade, manifestada em períodos aproximadamente quinquenais, em que há uma conjugação dos períodos mais e menos quentes, ora com a redução, ora com a elevação pluviométrica.

Já em termos de tendência termo-pluviométrica, os dados mostram que a Área I apresenta um aquecimento geral, considerando-se as temperaturas médias compensadas, mínimas médias e máximas absolutas, sendo mais expressivo na primavera e no verão. Reforçando a condição de tropicalidade da área, as chuvas apresentaram tendência à elevação e à concentração, notabilizando-

se como mais representativos os episódios impactantes de chuvas torrenciais (totais em 24 horas), principalmente no verão.

O regime dos ventos dessa área apresenta uma direção predominante de leste, ressaltando a expressiva participação do sistema tropical atlântico na caracterização de sua circulação atmosférica. Esses ventos parecem receber influência do relevo da porção jusante da bacia, comandada pela disposição leste-oeste da calha do rio Paranapanema, que, orientando o fluxo dos sistemas atmosféricos atuantes na área quando estes adentram à bacia de jusante a montante, mantém o direcionamento principal ali encontrado. Essas considerações são confirmadas pela expressiva incidência dos ventos de nordeste. Também importantes são os ventos de sudoeste, que refletem as incursões das frentes frias procedentes dos sistemas extra-tropicais.

Se a bacia hidrográfica do rio Tibagi é considerada como localizada em uma região de transição climática, a sua porção média ou central configura-se, então, como

a de maior expressividade do ambiente climático transitório entre o clima tropical, ao norte, e o clima subtropical, ao sul. A entrada dos sistemas atmosféricos intertropicais, provenientes de direção norte, propicia-lhe condições térmicas e pluviométricas estivais tropicais típicas, e a entrada dos sistemas extra-tropicais, provenientes de sul e sudeste, as condições mais ligadas à subtropicalidade.

Representada pelas cidades de Apucarana, Mauá da Serra e Telêmaco Borba, a Área II apresenta médias pluviométricas mais elevadas do que a anterior, e chuvas melhor distribuídas durante o ano. Com invernos mais úmidos e mais frios que os encontrados na Área I, o mês de maio registra os totais mais elevados de chuva, que também se repetem em Apucarana no mês de junho.

Embora esteja delimitada pelas isotermas de 20°C ao norte e 18°C ao sul, as temperaturas de junho e julho alcançam, muitas vezes, valores próximos a 0°C, enquanto que as temperaturas mínimas de verão encontram-se em torno de 10°C (média das mínimas),

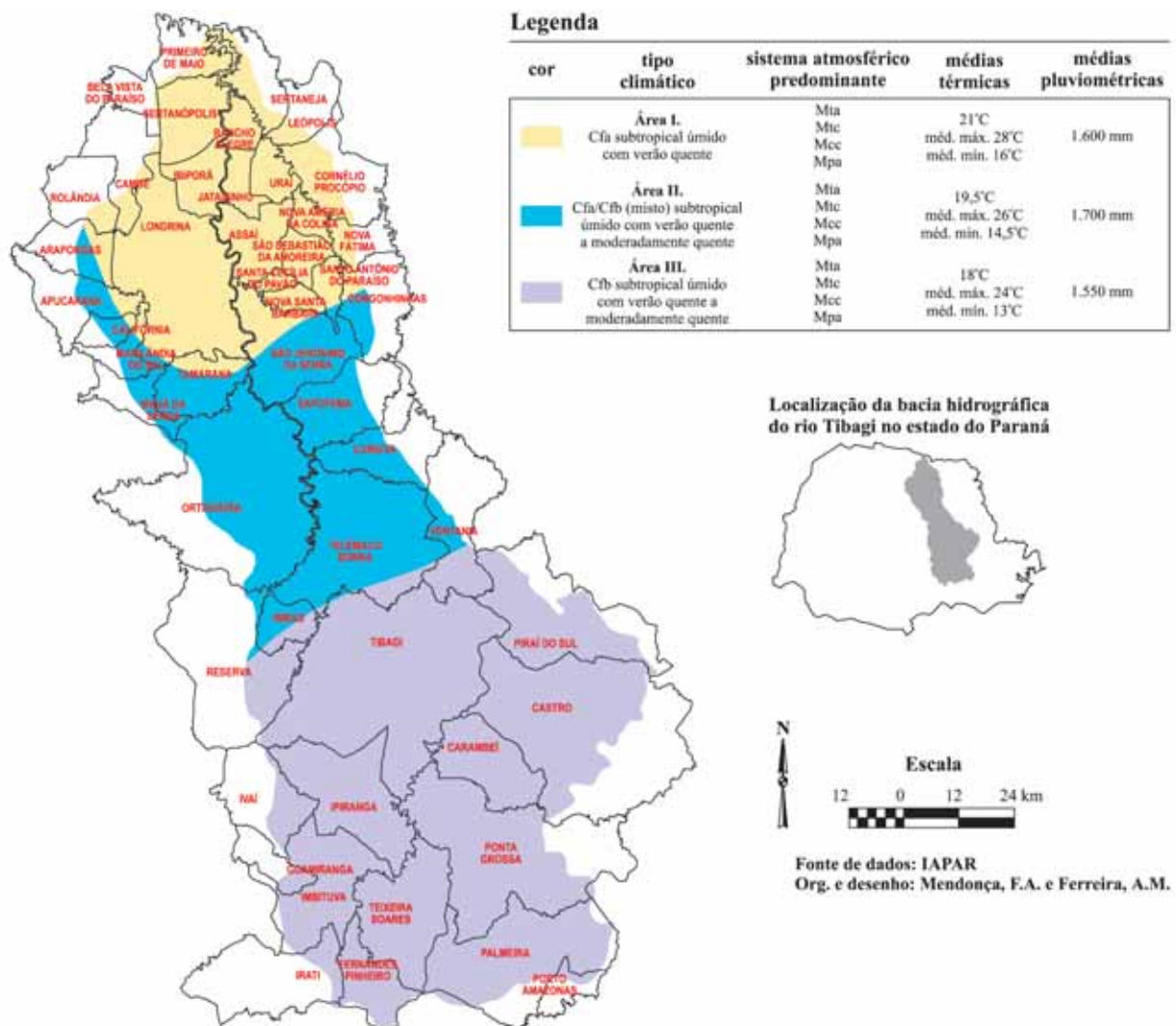


Figura 1. Tipos climáticos da bacia do rio Tibagi. (Fonte: Mendonça, 2000)

evidenciando, em relação à área anterior, considerável redução.

Refletindo a forte influência da disposição aproximada norte-sul da bacia na orientação dos ventos, predominam nessa porção os ventos de SE e S. As feições topográficas da Serra de Apucarana, situada na porção oeste dessa área, atuam como barreira à penetração dos ventos de SW e W, que têm, assim, atuação pouco expressiva.

À exceção de Telêmaco Borba, onde o aquecimento de inverno tem sido mais representativo do que o de verão, as tendências térmicas das demais cidades têm refletido maior elevação nas temperaturas de verão. Já os dados referentes à pluviosidade revelam que os meses de abril a julho têm registrado tendência à elevação dos totais mensais. A incidência de chuvas concentradas em 24 horas manifesta-se expressiva em Telêmaco Borba no período que se estende do verão ao inverno, restringindo-se ao inverno em Apucarana e não sendo significativa em Mauá da Serra.

Compreendida pelas isotermas de 18°C ao norte e 16°C ao sul, a Área III localiza-se na porção meridional da bacia do rio Tibagi, sendo representada, climaticamente, pelas cidades de Teixeira Soares, Castro e Ponta Grossa.

No âmbito da bacia, o caráter subtropical do clima dessa área é nitidamente evidenciado pela redução de seus valores térmicos, com média das máximas de 24°C e média das mínimas de 13°C, bem como pela boa distribuição das chuvas durante o ano. Comparativamente às áreas I e II, o inverno caracteriza-se como o mais frio e registra a ocorrência freqüente de geadas.

Essa área é dominada pelos ventos de NE, que, orientados pelas feições topográficas da bacia do rio Ribeira, contígua à do Tibagi, favorecem a atuação das massas de ar Tropical Atlântica e Polar Atlântica, cujo embate predominante no decorrer do ano, manifestado pelas oscilações da Frente Polar Atlântica, é o maior responsável pelas chuvas que nela ocorrem.

Os valores térmicos de Teixeira Soares retratam uma tendência à elevação da temperatura, exceto no período compreendido entre os meses de julho e setembro, quando a tendência é de resfriamento. Em Ponta Grossa, ao contrário, é o outono que tende ao aquecimento, enquanto no restante do ano a tendência é de redução das temperaturas.

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

A bacia hidrográfica do rio Tibagi pode ser caracterizada por três distintas áreas climaticamente definidas: Área I, ao norte/jusante, onde predomina o clima Cfa com forte participação dos sistemas atmosféricos inter-tropicais; Área II, considerada como de transição climática entre os tipos Cfa e Cfb, correspondente à porção média da bacia; e Área III, ao sul/montante, de

tipo climático Cfb, com participação relativa moderada dos sistemas inter-tropicais e participação expressiva dos extra-tropicais.

Levando-se em conta o comportamento termopluviométrico da bacia, é nítida uma certa tendência à tropicalização do clima da área, manifestada pelo incremento das temperaturas médias e da média das mínimas dos totais anuais, bem como pela maior incidência de chuvas concentradas em 24 horas.

A manifestação dessas condições climáticas encontra-se ligada diretamente à dinâmica atmosférica da área, que se apresenta como resultante do jogo interativo entre sistemas atmosféricos inter-tropicais (massas de ar Equatorial Continental, Tropical Atlântica e Tropical Continental) e extra-tropicais (massa de ar Polar Atlântica). A porção setentrional ou jusante da bacia está mais afeta à ação dos primeiros, caracterizando-se pela maior expressividade do regime tropical, enquanto a porção meridional ou montante da bacia está mais afeta à ação dos segundos.

### Referências Bibliográficas

- Ab'Saber, A.N. [19--]. Os domínios morfoclimáticos brasileiros e as províncias fitogeográficas do Brasil. mimeo. IQG/UFG, Goiânia.
- Christofletti, A. 1978. Análise de sistemas em geografia. Hucitec, São Paulo.
- Danni-Oliveira, I.M. 1999. A cidade de Curitiba/PR e a poluição do ar. Implicações de seus atributos urbanos e geocológicos na dispersão de poluentes em período de inverno. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Gutjahr, M.R. 1993. Critérios relacionados à compartimentação climática de bacias hidrográficas: a bacia do rio Ribeira de Iguape. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Iapar-Instituto Agrônomo do Paraná. 1978. Cartas climáticas do estado do Paraná. Iapar, Londrina.
- Iapar-Instituto Agrônomo do Paraná. 1994. Cartas climáticas básicas do estado do Paraná. Iapar, Londrina.
- ITCF-Instituto de Terras, Cartografia e Florestas do Paraná. 1988. Atlas geográfico do estado do Paraná. ITCF, Curitiba.
- Mendonça, F. de A. 1990. A evolução sócio-econômica do Norte Novíssimo de Paranaíba/PR e os impactos ambientais – Desertificação?. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Mendonça, F. de A. 1995. O clima e o planejamento urbano de cidade de porte médio e pequeno: proposição metodológica para estudo e sua aplicação à cidade de Londrina/PR. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Mendonça, F. de A. 2000. A tipologia climática – Gênese, características e tendências. In: Macrozoneamento ambiental da bacia hidrográfica do rio Tibagi (PR). N.A.F. Stipp (org.). Ed. UEL, Londrina.
- Monteiro, C.A.F. 1968. Clima. Grande Região Sul. v. 4, t. 1. IBGE, Rio de Janeiro. pp.114-166.
- Monteiro, C.A.F. 1976. Teoria e clima urbano. IGEO/USP, São Paulo.
- Zavattini, J.A. 1983. Variações do ritmo pluvial no oeste de São Paulo e Norte do Paraná (eixo Araçatuba-Presidente Prudente-Londrina). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

## **Domínio Histórico-Social**



## Alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi

Francisco S. Soares e Moacyr E. Medri

**ABSTRACT** – (Some aspects of colonization of the Tibagi River Basin) The history of the Tibagi River Basin is divided in three phases: jesuit missions, pioneers and muleteers and lastly the wood and coffee cycles. The land was used intensively for plantations during the last cycle and almost all the natural forest was destroyed and it was reduced to only 10% of its original size. The landowning system implanted initially in each region of the basin is also discussed (Upper, Mid and Lower Tibagi River Basin), the rural exodus that took place in the lower Tibagi River Basin starting in 1970 and the transformation of small farms to ranches in the Tibagi River Basin.

Key words – Deforestation, History, colonization, human behavior, Tibagi River Basin.

### INTRODUÇÃO

O estado do Paraná tinha 100% de seu solo coberto por diferentes tipos de vegetação quando os portugueses chegaram ao Brasil, em 1500. As referências a essa cobertura vegetal original são escassas, tratando-se de relatos de viajantes. Trabalhos mais completos só surgiram depois de 1930, quando o processo de desmatamento já se encontrava bastante avançado. O único trabalho anterior a essa data, que traz uma preocupação científica, é de Saint-Hilaire (1964), mas se refere apenas aos Campos Gerais, no alto Tibagi, região que esse autor cruzou em 1820.

Um dos relatos mais antigos sobre a vegetação da bacia foi feito por Alvaro Nuñez Cabeza de Vaca, em seu livro *Naufragios y comentarios*, onde descreve sua participação em uma expedição que cruzou o caminho do Peabiru, em 1541-1542, e conta que permaneciam muitos dias dentro da mata, sem ver o céu (Stellfeld, 1949). Saint-Hilaire (1964:10) fez uma belíssima descrição da vegetação dos Campos Gerais: “Inegavelmente, são esses campos uma das mais belas regiões por mim percorridas desde à América. Não têm êles a planura monótona dos campos de Beauce; nem por isso, entretanto, são as ondulações do terreno tão acentuadas que não permitam divisar-se enormes extensões de pastagens até onde a vista possa alcançar. Nas depressões do terreno surgem, esparsas, manchas florestais em que predomina a útil e majestosa araucária, cuja côr escura contrasta com o

verde suave da relva. De quando em quando, deparam-se-nos, nas encostas das colinas, rochas à flor da terra, de onde cascatas se precipitam nos vales. Inúmeros muires e bovinos pastam no campo, dando vida à paisagem. As raras habitações são bem conservadas e circundadas de modestos pomares de macieiras e pessegueiros. O céu não é tão deslumbrante como nos trópicos, o que talvez seja mais conveniente à fraqueza da nossa vista”.

A cobertura florestal original do estado do Paraná, conforme Maack (1981), está reproduzida na tabela 1, que mostra que toda a superfície do estado (201.203 km<sup>2</sup>) era coberta por algum tipo de vegetação e, conseqüentemente, também a bacia do rio Tibagi. Nessa região ocorriam as três primeiras formações vegetacionais: mata pluvial tropical-subtropical, matas de araucária e campos limpos ou cerrados.

Até o final do século XIX, aproximadamente 16,5% dessa cobertura florestal tinha sido removida em função da entrada, na região, de populações humanas imigrantes. Em 1965 a situação quase se inverte, restando aproximadamente 24% da cobertura florestal original. Essa alteração da vocação do solo não parou por aí. Calcula-se, atualmente, que essa vegetação esteja próxima dos 2%. A situação do estado é semelhante à da bacia do rio Tibagi.

O desmatamento é o ponto mais facilmente abordado para se discutir alterações que ocorrem na natureza em função da atividade humana. Quando o homem entra em uma área florestada, sua primeira atitude é abrir um



**Tabela 1.** Cobertura vegetal original do estado do Paraná.

Tipo de vegetação	Área em km <sup>2</sup>
Mata pluvial tropical-subtropical	94.044
Mata de araucária nos planaltos e na região da mata subtropical acima de 500 m s.n.m.	73.780
Campos limpos e campos cerrados (esteques de gramíneas baixas)	30.532
Vegetação das várzeas e pântanos	1.761
Vegetação das praias, ilhas, restingas e vegetação das regiões altas da serra	529
Área das baías com faixas de mangue	557
<b>Total</b>	<b>201.203</b>

Fonte: modificado de Maack (1981).

espaço para construir sua residência. Quase concomitantemente, avança um pouco sobre a mata para iniciar uma agricultura de subsistência. Em seguida, expande significativamente sua área de ação, para um plantio economicamente rentável, expondo assim o solo rico das florestas. No entanto, o desmatamento vai desencadear uma série de alterações no ecossistema, iniciando-se localmente e podendo atingir proporções globais, dependendo do tamanho da área atingida. Perda de diversidade biológica e, conseqüentemente, de espécies nativas, lixiviamento do solo e redução de sua fertilidade, prejuízos aos recursos hídricos disponíveis à superfície terrestre e diminuição do fluxo de água para o subsolo (mudando assim as condições do lençol freático) são algumas alterações diretas no ecossistema local. Em nível global, podemos ter variações no clima, tais como na temperatura, no regime de ventos e chuvas e na composição atmosférica, ou seja, na relação O<sub>2</sub>-CO<sub>2</sub>, contribuindo com o efeito estufa.

Segundo Hertel (1969:131), “escrever sobre a botânica de determinado Estado é desvendar o passado, entender o presente e vislumbrar o futuro”. O objetivo deste capítulo é mostrar alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi, fazendo um paralelo entre sua colonização e o processo de desmatamento que ocorreu na região.

## A COLONIZAÇÃO DA BACIA DO RIO TIBAGI

A ocupação da bacia do rio Tibagi pelos colonizadores pode ser estudada em três períodos, que não ocorrem em uma sucessão contínua no tempo ou no espaço. O primeiro período, relacionado à fundação e subsequente destruição das reduções jesuíticas espanholas no território do Guairá, vai de 1610 a 1631. O segundo, começando quando Heliodoro Eobano encontrou ouro na bacia de Paranaguá, na década de 1640, passa pelo tropeirismo e se estende até o final do século XIX; e o terceiro, abrangendo os ciclos da madeira e do café, tem como principal fato a colonização do norte do estado nas primeiras décadas do século XX (Martins, 1995).

## As Reduções Jesuíticas e os Bandeirantes

No primeiro século após o descobrimento, a região da bacia do Tibagi esteve completamente esquecida pelos conquistadores europeus, assim como boa parte do território brasileiro que exigia a transposição da Serra do Mar para ser alcançado. A região limitada pelos rios Paranapanema, Paraná e Iguaçu era conhecida como Guairá e, pelo Tratado de Tordesilhas, pertencia à coroa espanhola. Alguns caminhos pré-colombianos cortavam essa região em várias direções, sendo o principal deles o caminho do Peabiru, que, com uma largura de oito palmos (aproximadamente 1,76 m) (Taunay, 1961), ligava a costa oriental do continente americano à cordilheira andina, onde se encontrava a nação Inca. Ullrich Schmidel cruzou esse caminho em 1553, elaborando um mapa do mesmo. Segundo Maack (1981), o caminho do Peabiru cruzava a bacia do Tibagi, próximo às suas nascentes, vindo da bacia do rio Ivaí em direção à do rio Ribeira.

A descoberta por Pizarro, na década de 1530, de volumosa disponibilidade de ouro e prata nas terras incas (Huber, 1966), pertencentes à coroa espanhola, despertou a cobiça nos portugueses. O caminho do Peabiru tornou-se importante e o território do Guairá uma região de disputa entre as duas nações colonizadoras. Além de procurar metais preciosos em suas próprias colônias, os portugueses imaginavam atingir as minas de Potosi, na Bolívia, por essa via. A primeira tentativa de colonização da região pelos espanhóis, as *encomiendas*, falhou. Assim, em 1608 o governador do Paraguai, Hernando Arias Saavedra, propôs ao rei Felipe III o sistema de reduções, que passou a ser implantado (Martins, 1995).

Segundo Martins (1995), o primeiro europeu a pisar a bacia do rio Tibagi foi dom Alvaro Nuñez Cabeza de Vaca, que, vindo do sul, da atual ilha de Santa Catarina, de 1541 a 1542 cruzou o caminho do Peabiru em direção ao Paraguai, onde assumiria o cargo de governador. Seguiram-no depois, entre outros, Joahann Ferdinando (1549), Hans Staden (1551) e Ullrich Schmidel (1553). Em 1552, Tomé de Souza, donatário da capitania de São Vicente, mandou obstruir o tronco que sobe de Santa Catarina, visando dificultar o acesso dos espanhóis ao Guairá. E, segundo Maack (1981), seis reduções estavam localizadas na bacia do Tibagi: Encarnación (fundada em 1624), São Francisco Xavier e São José (fundadas em 1625), São Paulo (fundada em 1627 e que chegou a ter quatro mil pessoas), São Miguel e Santo Antonio (fundadas em 1628). Essas eram as reduções mais ao oriente, fazendo, portanto, do rio Tibagi, o limite, para a época, das terras espanholas. Calcula-se que no Guairá as reduções contavam de 70 mil a 100 mil pessoas (Lugon, 1968). A figura 1 mostra a posição de quatro dessas reduções junto à margem esquerda do rio Tibagi.

Para os portugueses, era imprescindível barrar o avanço espanhol, e isso só seria possível com a destruição das reduções. Segundo Taunay (1961), a bandeira

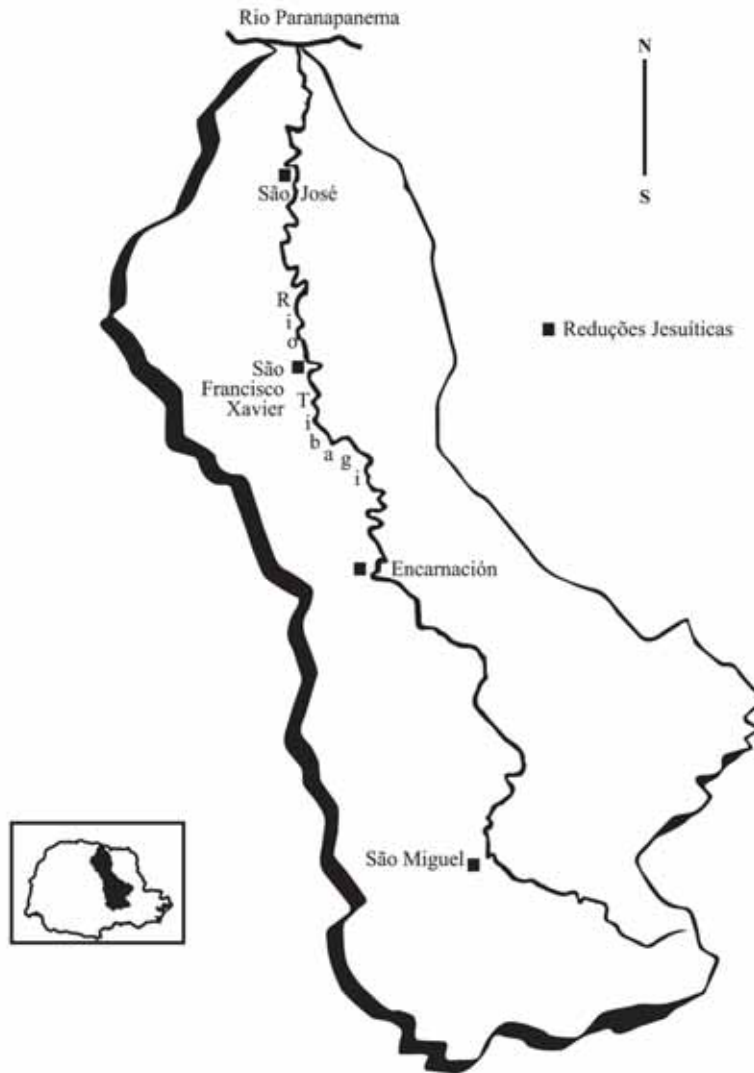


Figura 1. Posição de quatro das seis reduções jesuíticas que se instalaram na bacia do rio Tibagi entre 1624 e 1631.

de Manoel Preto, que tinha o jovem Antonio Raposo Tavares como um de seus homens principais, chegou à margem esquerda do Tibagi no início de setembro de 1628, construindo ali a primeira fortificação em território paranaense (Carneiro, 1995), e, por quatro meses, só caçaram índios não reduzidos. Em 30 de janeiro de 1629, Raposo Tavares atacou Santo Antonio e, a 23 de março, Antonio Bicudo de Mendonça, da mesma bandeira, atacou São Miguel. Já em 1631, das 13 principais reduções existentes no Guairá, só restavam duas, a de Nossa Senhora de Loreto e a de Santo Inácio Mini (Lugon, 1968) — ambas junto ao rio Paranapanema, próximas à foz do rio Pirapó —, e muitos fugitivos dispersos, sobreviventes de outras reduções destruídas. O padre Antonio Ruiz de Montoya, superior geral das reduções, decidiu então retirar os índios para regiões distantes dos bandeirantes paulistas. Conduzindo 12 mil índios em 700 canoas, desceu os rios Paranapanema e Paraná, em direção ao Tapes, no Rio Grande do Sul.

As reduções do Guairá, as primeiras a serem organizadas pelos jesuítas, tiveram curta duração. No entanto,

duas considerações podem ser feitas quanto à importância dessas reduções para a vegetação local e seu estudo.

A primeira, é que os padres que organizaram as reduções trouxeram sementes de trigo, cevada, arroz, cana-de-açúcar, algodão, fumo e hortaliças, entre outras (Lugon, 1968), e animais já domesticados. Como as orientações que constavam dos livros de agricultura que traziam da Europa não funcionavam no Novo Mundo, mantinham na redução uma horta de aclimação e de estudos. As próprias bandeiras carregavam grande quantidade de mantimentos para sustentar a tropa em movimento — a bandeira de Manoel Preto, por exemplo, era composta de 900 brancos e 2.200 índios servís (Taunay, 1961). Tal movimentação humana pode ter sido insignificante para a vegetação como um todo, mas pode ter ocorrido, nessa época, a introdução de uma ou mais espécies de outras regiões, seja pelo transporte intencional pelos jesuítas, seja através de sementes da vegetação de São Paulo, de interesse comercial ou não, perdidas em meio aos mantimentos transportados, bem como em meio às roupas e tralhas.

A segunda, é que esses sacerdotes, em sua maioria, eram grandes estudiosos. O padre Montoya é citado na literatura como filósofo. Além disso, mesmo antes das reduções os padres faziam excursões pela mata para catequizar índios, às vezes sozinhos, às vezes em pequenos grupos. Apesar da dificuldade atual de acesso e interpretação de seus escritos, seus relatos e cartas provavelmente contêm referências dispersas sobre a flora e a fauna da época.

### O Tropeirismo

Além dos objetivos de aprisionar e escravizar índios, destruir as missões jesuíticas e expandir as fronteiras portuguesas, as bandeiras também tinham o objetivo de encontrar ouro. Aventuroiros que partiam junto com a tropa ficavam pelo sertão vasculhando a região, com o intuito de enriquecer não com a venda do índio escravo, mas com metais (ouro ou prata) ou pedras preciosas. Muitas notícias chegavam à capital da colônia sobre a descoberta dessas riquezas, mas as primeiras notícias que justificavam sua exploração partiram de Heliodoro Eobano, que assinalou a presença de ouro em duas regiões próximas, na primeira metade do século XVII: no Assungui (vale do rio Ribeira) e em Cubatão (Martins, 1995). A primeira correspondia à porção terminal do caminho do Peabiru, que era muito usada pelos bandeirantes para atingir o Guairá. A segunda corresponde ao atual rio Nhundiaquara, na baía de Paranaguá. Essa região era bem menos conhecida, tendo apenas garimpeiros dispersos pelos rios e, possivelmente, uma povoação na ilha do Superagüi, relatada por Hans Staden após sua passagem pela região em 1549. Na bacia do Tibagi também havia garimpeiros dispersos, embrenhados na mata em busca de ouro e pedras preciosas. Em 1661, foi registrada a descoberta de ouro no alto Tibagi, pelos irmãos Angelo e Pedroso Leme (Maack, 1981). Apesar da instalação de uma casa de fundição em Paranaguá para a fiscalização da produção, as minas paranaenses não eram muito ricas e, já no final do século XVII, estavam em decadência.

Com o final do ciclo do ouro no Paraná, a esperança de enriquecimento dos garimpeiros que aí estavam desaparece. Para muitos, o caminho foi constituir família e se fixar em um local que lhes fosse favorável, vindo a formar os primeiros núcleos habitacionais da região. A vida desses habitantes, no início do século XVIII, era bastante precária, pois realizavam uma agricultura de subsistência. O desmatamento, até essa época, era insignificante, se restringindo aos locais onde se obteve maior quantidade de ouro, que foram Cubatão, Assungui e a região da atual cidade de Curitiba. A bacia do Tibagi ainda estava praticamente intacta e nas mãos de seus primitivos habitantes.

É a descoberta de ouro em Minas Gerais que vai favorecer o desenvolvimento dessas povoações, princi-

palmente no segundo planalto paranaense, no século XVIII. A população daquelas minas se dedicava totalmente à extração de seus minérios, não tendo tempo para o pastoreio e a agricultura (Wachowicz, 1982). Os gados bovino e muar, vindos principalmente do Rio Grande do Sul, de Curitiba e, posteriormente, do Uruguai, eram transportados pelos tropeiros até Sorocaba, onde eram comercializados. O primeiro era consumido como alimento, e o segundo, usado para o transporte.

Em 1730, duas bandeiras tentaram abrir uma estrada do sul para São Paulo, para o transporte do gado. O sargento-mor Francisco de Souza Faria partiu de Laguna, em Santa Catarina, em direção a Curitiba, e Manoel Rodrigues da Mota fez o caminho inverso — mas não se encontraram. Em 1731, Cristóvão Pereira de Abreu subiu do sul com uma grande tropa de muares, abrindo com isso o caminho de Viamão, para Sorocaba (Cardoso & Westphalen, 1981). O trecho paranaense entre os Campos Gerais e o estado de São Paulo ficou conhecido como caminho da Mata. Muitas das pequenas aglomerações que conseguiram sobreviver após o ciclo do ouro e que se localizavam no caminho dos tropeiros se tornaram fazendas de pouso para as boiadas. O caminho da Mata, na bacia do Tibagi, daria origem às cidades de Piraí do Sul, Castro, Ponta Grossa (conhecidas, à época, como Lança, Iapó e Santa Cruz, respectivamente), Palmeira e Imbituva.

A importância do tropeirismo e a qualidade dos pastos dos Campos Gerais foram atrativos para que homens ricos de São Paulo, Santos e Paranaguá requeressem posses nessa região visando sua exploração comercial. De 1725 a 1744, segundo Pinheiro Machado (*apud* Ferreira, 1996), foram requeridas 90 sesmarias, cujas áreas variavam conforme o requerente. Elas se localizavam às margens do caminho da Mata ou um pouco afastadas dele. No final do século XVIII, é importante assinalar a presença, na região, de Antonio Machado Ribeiro, que se estabeleceu com a família e constituiu o núcleo que originaria a cidade de Tibagi; e, também, a presença de José Félix da Silva, que fundou a fazenda Monte Alegre, mais ao norte, que posteriormente se tornou a cidade de Telêmaco Borba (Ferreira, 1996).

Segundo Ferreira (1996), no final do século XVIII toda a região dos Campos Gerais estava povoada, embora escassamente, o que significa, segundo o autor, que estava quase que totalmente dividida em latifúndios. Nesse período começou a decadência do ciclo do ouro de Minas Gerais. Mas o tropeirismo paranaense se manteve com o desenvolvimento da produção de erva-mate no oeste do estado e sua industrialização, principalmente na região de Curitiba, e com o início da agricultura cafeeira no interior de São Paulo. As vilas que se encontravam no novo caminho dos tropeiros, entre o oeste paranaense e Paranaguá, por cujo porto era exportada a erva-mate, foram beneficiadas pelo comércio da mesma. Na bacia

do Tibagi estavam as vilas de Ponta Grossa e Castro (Gonçalves & Pinto, 1983).

O tropeirismo vai terminar com a construção das estradas de ferro. O trecho Paranaguá–Curitiba foi inaugurado em 1885, chegando a Ponta Grossa ainda no final do século XIX. Em 1920, todo o trecho planejado dentro da bacia do Tibagi já estava concluído, ultrapassando Piraí do Sul, em direção à cidade de São Paulo, e Irati, em direção ao Rio Grande do Sul.

Em 1853, com uma população de 62.258 habitantes, o Paraná passou à condição de província. Na bacia do Tibagi existiam as seguintes povoações, reconhecidas como vilas ou freguesias: Castro (5.899 habitantes), Palmeira (1.818 habitantes), Ponta Grossa (3.033 habitantes) e Tibagi (1.040 habitantes). As outras vilas da província eram Curitiba (a capital), Paranaguá, Guaratuba, Antonina, Morretes, São José dos Pinhais, Vila do Príncipe (Lapa) e Guarapuava; outras freguesias eram Campo Largo, Jaguariaíva e Rio Preto.

Até o início do século XX o desmatamento na bacia estava quase que exclusivamente restrito ao caminho dos tropeiros. Existiam as colônias mais avançadas no sertão, como Jataí, São Jerônimo da Serra e Telêmaco Borba, mas nesses locais as alterações provocadas na natureza eram desprezíveis, pois praticavam uma agricultura de subsistência. Já no alto Tibagi, região dos Campos Gerais, verifica-se um grande número de fazendas que se instalaram, desmatando para ampliar seus pastos, seja para rebanhos próprios, seja para pouso de rebanhos vindos de Viamão (RS) com direção à cidade de São Paulo.

### Os Ciclos da Madeira e do Café

Para além dos sertões de Tibagi, o início da ocupação demorou mais tempo, não existindo informações de núcleos populacionais até 1855. Da década de 1630 até a década de 1850 (aproximadamente 220 anos), essa região foi devolvida a seus primeiros ocupantes: as populações indígenas — provavelmente, faiscadores de ouro sem sucesso também estavam na região.

Em meados do século XIX o Império brasileiro via a República do Paraguai, sob a presidência dos Lopes (pai e filho), como uma ameaça aos direitos sobre as terras da região do Tibagi e do Mato Grosso, aparentemente abandonadas à própria sorte. Era necessário, portanto, ocupá-las (Martins, 1995). O prestígio adquirido por Joaquim da Silva Machado na Revolta de Sorocaba (1842) lhe trouxe o título de Barão de Antonina e a posse de inúmeras glebas de terra nos vales dos rios Tibagi e Parapanema. Era idéia do barão abrir uma estrada ligando Paranaguá ao Mato Grosso, aproveitando os trechos navegáveis dos rios Tibagi, Parapanema, Ivinheima e Brilhante (Ferreira, 1996). As possibilidades técnicas da construção dessa via serão posteriormente analisadas pelo engenheiro inglês

Thomas P. Bigg-Wither, que esteve na região em 1874 (Bigg-Wither, 1974). Durante a década de 1840, o barão organizou várias expedições de reconhecimento da bacia do rio Tibagi, ao norte da fazenda Monte Alegre, sob o comando de Joaquim Francisco Lopes, acompanhado do piloto mapista John Henrique Elliot (Mota, 1997). Essas viagens levaram ao conhecimento dos então chamados Campos do Inhoó (ou Inhonho), dos quais o barão tomou posse, instalando ali uma fazenda a título de entreposto da ligação com o Mato Grosso. Posteriormente, em 1859, repassou as terras para o Império, que criou o aldeamento indígena de São Jerônimo da Serra (Mota, 1997). Na expedição de 1855, Joaquim Francisco Lopes, acompanhado pelos freis Timotheo de Castelnuovo e Luiz de Cemitille (missionários capuchinhos), fundou a colônia militar de Jataí, na margem direita do rio Tibagi, futura cidade de Jataizinho; e fundou também o aldeamento indígena de São Pedro de Alcântara, na margem esquerda, que ficou sob a responsabilidade de frei Timotheo (Ferreira, 1996). Mas esses povoamentos permaneceriam praticamente isolados na mata até a chegada das companhias colonizadoras, no século seguinte, e do grande fluxo de migrantes e imigrantes que vêm trabalhar nas lavouras de café do estado de São Paulo e, posteriormente, do Paraná.

Antes do ciclo do café o Paraná passou por um rápido ciclo da madeira, que atingiu suas florestas, tanto ao norte do estado quanto as de araucária, ao sul. Até a Primeira Guerra Mundial, a importação de madeira extraída do pinheiro de Riga, capital da Letônia, no mar Báltico, era economicamente mais vantajosa do que explorar o pinheiro-do-paraná, a *Araucaria angustifolia*. O conflito internacional, ao dificultar a importação, vem incentivar o abate dessas árvores, que se tornaram, inclusive, importante produto de exportação — principalmente para Buenos Aires —, que superava, em qualidade, o importado.

O ciclo da madeira pode ser ligado ao que vai acontecer no norte do Paraná, e que será descrito nos parágrafos referentes ao ciclo do café, pois a madeira abatida com o desmatamento foi transformada em dividendos. A Inglaterra, que importava madeira da Rússia, passou a ter dificuldades para sua aquisição com a revolução comunista de 1917, e a importação de madeira de terras mais distantes, como a Ásia, era inviável devido aos problemas econômicos criados para aquele país com a Primeira Guerra Mundial. A missão Montagu, chefiada por Lord Lovat, veio ao Paraná com a proposta do plantio de algodão, e, assim, deu início a um processo de colonização e encontrou a madeira que a Inglaterra precisava (Joffily, 1985).

O ciclo da madeira, no alto e no médio Tibagi, foi um desmatamento seletivo sobre as araucárias, retirando os melhores espécimes, realizando uma seleção genética da população. A partir da araucária, o ciclo da madeira

passou a ter maior participação de espécies nativas da mata pluvial tropical, com a entrada da frente cafeeira no norte do estado.

França (1960) assinala, já em 1836, a presença de extensa área plantada com café no Brasil, nos estados do Rio de Janeiro e São Paulo, e que vai crescer rapidamente nos anos seguintes. Apesar de as plantações de café atingirem as terras do Paraná em 1862, com a fundação da colônia Mineira, na bacia do rio das Cinzas (Cardoso & Westphalen, 1981), seu cultivo nesse estado só se tornará significativo a partir da década de 30 do século XX, com o apoio dos trilhos da Estrada de Ferro Sorocabana (França, 1960).

A ocupação do terceiro planalto, na bacia do rio Tibagi, foi feita por duas frentes, que avançaram quase simultaneamente. A frente cafeeira, vinda de São Paulo, penetrando por Ourinhos atinge os limites da bacia em 1924, iniciando a vila que é hoje a cidade de Cornélio Procópio, nas terras a leste do rio Tibagi. Outra frente, vinda da região de Marília, atravessou o rio Parapanema por balsa e iniciou os povoados que acabaram se tornando as cidades de Primeiro de Maio e Sertãoópolis (1923), nas terras a oeste do rio.

A compra de 840.000 ha de terra do governo do estado do Paraná, em 1925, pela companhia inglesa Parana Plantations Ltd. (posteriormente, Companhia de Terras Norte do Paraná-CTNP), transformou-se num dos maiores empreendimentos imobiliários do planeta e, como tal, seus processos de desmatamento, ocupação e alteração da vocação natural da terra foram rápidos. A floresta tropical úmida, construída com detalhes ao longo do tempo geológico, desapareceu, sem qualquer percepção ou registro de sua constituição ou de suas características, no tempo inferior ao de uma geração (levando-se em consideração 30 anos).

A área adquirida iniciava-se na margem esquerda do rio Tibagi e ultrapassava em muito seus limites, a oeste da bacia. Em 1930, a companhia instalou seu escritório na região que viria a ser Londrina, iniciando a venda dos lotes de terra. Já no final dessa década, o rosário de cidades que cortava a bacia estava definido, tendo surgido Cambé (1930), Rolândia (1932), Arapongas (1935) e Apucarana (1938). Iporã (1936), Assaí (1932) e Uraí (1936) são processos de colonização que ocorreram independentes dessa companhia.

As fazendas de café tiveram uma participação significativa do trabalho escravo antes da Lei Áurea. No entanto, a reação internacional contra o tráfico negreiro inflacionaram esse mercado. O país se viu obrigado a buscar outras formas de mão-de-obra, e a solução encontrada foi a imigração. Martins (1995) assinala a presença dos primeiros imigrantes alemães no Paraná já em 1816, no Rio Negro. Na bacia do Tibagi, os primeiros imigrantes foram russos-alemães, que instalaram suas colônias em Ponta Grossa e Palmeira, em 1878. Mas, segundo o autor, essa colonização

fracassou, e muitos retornaram para seu país de origem. No final do século XIX e no início do seguinte, a colonização estrangeira restringia-se ao alto Tibagi, onde, além dos alemães, foram se instalar poloneses, italianos, holandeses e ucranianos, nos municípios de Palmeira, Castro e Ipiranga.

O processo de colonização da região do baixo Tibagi teve uma participação maior de migrantes brasileiros que vinham do interior de São Paulo, de Minas Gerais e do Nordeste. Oguido (1988) cita 30 nacionalidades diferentes de imigrantes, sendo as principais a italiana, a japonesa e a alemã. A população paranaense cresceu rapidamente a partir de então (tab. 2). Nos primeiros 200 anos de colonização (1500-1700), a população não-indígena não atinge 20 mil habitantes. Quando surge a província, em 1853 (mais 150 anos, portanto), não chegava a 70 mil habitantes. Dessa data até 1940, era necessário mais de 20 anos para uma duplicação da população. Nas décadas de 1940 e 1950, ocorreu, aproximadamente, uma duplicação populacional por década, havendo, na última, um crescimento de 7,3% da população ao ano (Comninos, 1967). O estado do Paraná passou a ser o estado brasileiro com o maior índice de crescimento populacional, fruto de uma intensa onda migratória de paulistas, mineiros e sulistas (Santa Catarina e Rio Grande do Sul). A bacia do Tibagi foi atingida principalmente pelos dois primeiros grupos.

**Tabela 2.** Crescimento da população paranaense.

Ano	População	Densidade populacional hab km <sup>-2</sup>	Média anual de aumento da população
1780	17.685		
1858	69.380		
1872	126.000	0,63	
1890	249.000	1,25	6.800
1900	327.000	1,64	7.700
1920	685.000	3,43	17.900
1940	1.236.000	6,18	27.500
1950	2.149.000	10,60	89.900
1960	4.278.000	21,43	216.200

Fontes: Comninos (1967) e Martins (1995).

De 1940 a 1960, o número de fazendas no Paraná aumentou de 64 mil para 269 mil, tendo o norte paranaense participado com um aumento de 47%. A Companhia de Terras Norte do Paraná vendeu, até 1950, da propriedade adquirida do governo do estado em 1925, 2.204.620 acres de terra agrícola e 18.193 lotes urbanos, abriu 85 milhas de ferrovias e 1.863 milhas de estradas de rodagem (Nicholls, 1971). Esse “maravilhoso sucesso” da colonização foi possível devido a um intenso e bem planejado trabalho de propaganda que atingiu todo o território brasileiro. O colonizador oferecia transporte gratuito, posse da terra assegurada, assistências técnica e financeira. A propaganda trazia frases como “as melhores terras do mundo”, “onde nos rios correm leite e mel”.

A frente cafeeira foi a grande força do desmatamento no norte da bacia. Em 1930, a frente de desmatamento atingiu a margem direita do Tibagi, tendo provocado uma limpeza quase total da cobertura vegetal original. Na região compreendida entre o que são hoje os municípios de Assaí e Telêmaco Borba, a mata sobreviveu, mesmo na margem direita. Em 1937, a frente já ultrapassara os limites oeste da bacia, e o baixo Tibagi já se encontrava quase totalmente sem cobertura vegetal. No alto e no médio Tibagi sobreviveram manchas de matas ou de campos, locais de banhado e áreas muito íngremes, impróprias para a agricultura ou de difícil acesso. Nessa época, a cobertura vegetal do estado estava em 58,65% — isso porque o oeste e o noroeste do estado ainda não tinham sido atingidos pela frente agrícola. A figura 2 mostra as regiões fitogeográficas encontradas na bacia do rio Tibagi em 1965 (Maack, 1981).

Na década de 1970, com a Revolução Verde (Vasil & Herrera, 1994), as técnicas de produção agrícola avançaram bastante, permitindo com isso que a agricultura se desenvolvesse em regiões antes abandonadas: banhados, áreas íngremes junto aos barrancos dos rios e terras antes consideradas impróprias para o plantio. Em 1980, a cobertura florestal do estado do Paraná

perfazia 11,90% de sua área total — e o percentual de redução ocorrida pode ser aplicado também para a bacia do Tibagi. Alguns poucos proprietários de terra abriram mão da exploração de pequenas áreas, que permaneceram como manchas da vegetação original. No entanto, muitas dessas áreas não ficaram intactas, pois os proprietários retiraram a madeira, de interesse econômico, e permitiam a caça em seu interior. Até 1980, as áreas de preservação de florestas mantidas pelo poder público, dentro da bacia do Tibagi, eram duas: uma em Vila Velha, no município de Ponta Grossa, e uma em Caxambu, no município de Castro (Wachowicz, 1982).

### A Evolução da Sociedade na Região da Bacia

Como relatado, historicamente o Paraná experimentou vários ciclos econômicos, responsáveis pela ocupação de suas diversas regiões fisiográficas. Durante três séculos, a ocupação efetivou-se desde o litoral até os Campos Gerais, não alterando significativamente o meio natural. Nesse período, a população era escassa e a atividade econômica estava centrada no pastoreio e na agricultura de subsistência. Tanto que, no início do século XX, a cobertura florestal do estado do Paraná

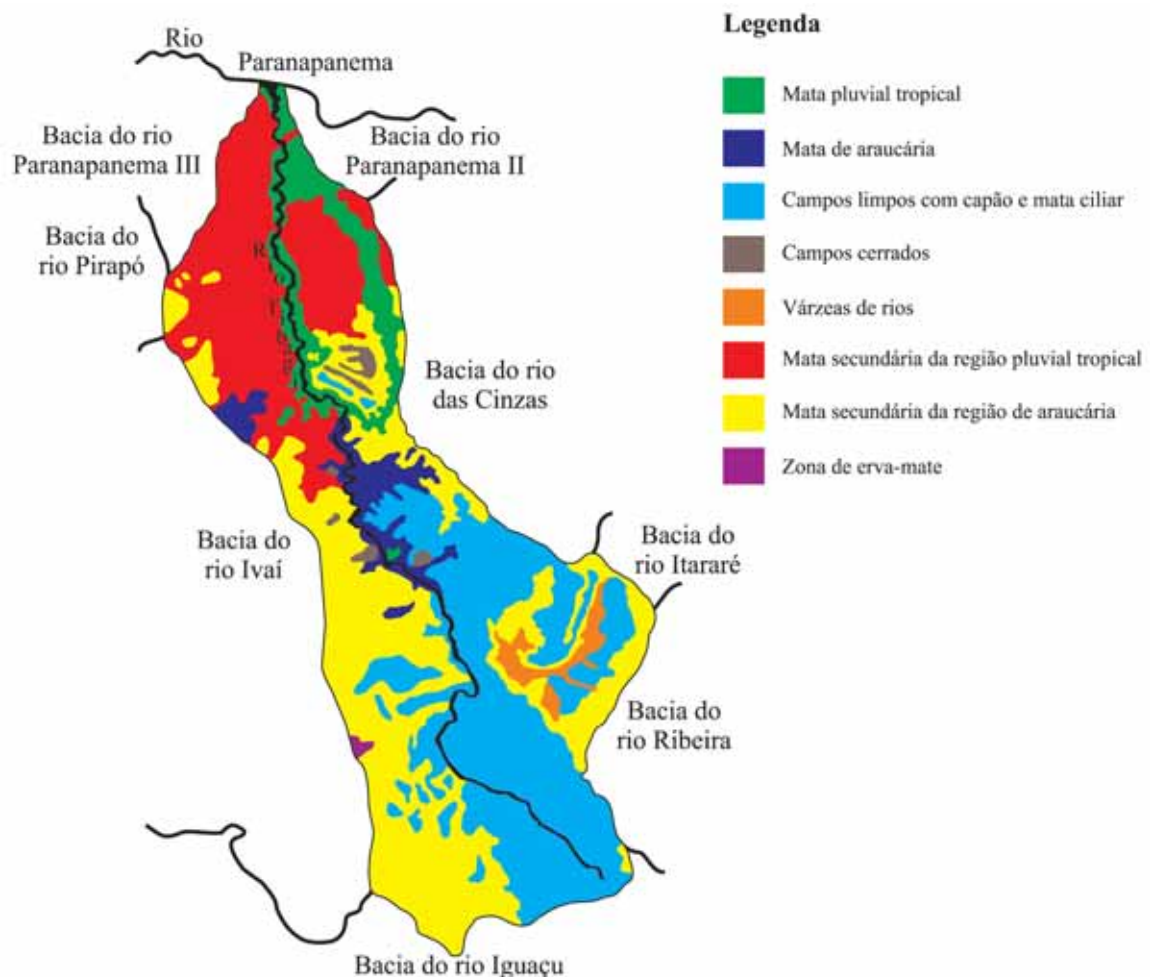


Figura 2. Regiões fitogeográficas da bacia do rio Tibagi. (Fonte: extraído do mapa fitogeográfico do Estado do Paraná de Maack, 1981)

estava, ainda, praticamente intacta, correspondendo a 83,41% do seu território.

Com o advento do ciclo madeireiro, a ocupação das áreas florestais foi se processando de forma acelerada no sul do estado. Mas foi a partir de 1930 que duas frentes colonizadoras distintas ocorreram no Paraná: uma frente norte e uma frente sul/sudoeste. A frente que chegou ao norte do estado, mais especificamente ao baixo Tibagi (região de Londrina), era formada por migrantes mineiros e paulistas, na sua maior parte; mais tarde vieram nordestinos. A frente sul/sudoeste obedeceu a uma distribuição menos abrupta ao longo do tempo, e era formada basicamente por colonos de origem européia (tradicionalistas), provenientes de Santa Catarina e do Rio Grande do Sul.

É importante ressaltar a implantação da CTNP, de propriedade privada e capital inglês (já abordada neste capítulo), que adquiriu expressiva quantidade de solo paranaense para posterior loteamento, obedecendo a uma política de implantação de minifúndios no baixo Tibagi.

#### A Estrutura Fundiária Inicialmente Implantada no Baixo Tibagi

No baixo Tibagi, nos espigões, por serem as áreas de mais alta topografia das propriedades da região e, conseqüentemente, menos sujeitas às geadas, foi implantada a cafeicultura; nas regiões mais baixas eram feitas as moradias, pequenas áreas de pastagem, pomares, pocilgas, granjas de aves, tulhas e terreiros para o manejo das colheitas.

A predominância de minifúndios no baixo Tibagi, as características físicas das propriedades e as atividades nelas implantadas valorizaram acentuadamente o trabalho e, conseqüentemente, o trabalhador.

Assim, a floresta pluvial tropical semidecidual do terceiro planalto paranaense e de seus vales fluviais, desenvolvida sobre os férteis solos de terra-roxa, provenientes da decomposição das lavas básicas da camada de *trapp*, deu lugar às atividades agropecuárias. Os cafezais substituíram as florestas de interflúvios; as pastagens, o milho, o arroz e o feijão, entre outras culturas, ocuparam parcialmente as áreas baixas dos vales fluviais.

Nasceram os aglomerados, as vilas, as cidades. A cafeicultura necessitou de mão-de-obra e, assim, a região ganhou outros imigrantes — por exemplo, os nordestinos.

Na propriedade agrícola residia a família dos proprietários, bem como a do percenteiro contratado (aquele que trabalhava em troca de um percentual; no caso do café, esse percentual era de 40% a 50% sobre a produção bruta), ou a do colono (aquele que trabalhava como assalariado, ao qual era oportunizada uma área para o plantio de produtos básicos para a alimentação, como arroz, feijão, milho, etc.). Um outro tipo de morador era o trabalhador volante: aquele que, depois de trabalhar na

propriedade onde morava, caso sobrassem dias úteis poderia deslocar-se para trabalhar em outras propriedades, ganhando por dia trabalhado.

Entre 1930 e 1960 a região do baixo Tibagi experimentou sua mais alta densidade demográfica rural. Nesse período, a distribuição de renda foi a mais justa ocorrida na região e, talvez, no país.

O café foi um produto que gerou enormes divisas para o Brasil como um todo, porém beneficiou muito mais a região onde sua produção mais se concentrou. Seus efeitos sobre a indústria foram grandes, pela elevada renda gerada não só pelos lucros diretos aos fazendeiros, torrefadores, comerciantes e exportadores, mas também pela massa salarial criada e distribuída nas cidades e no campo, formando um amplo e intenso mercado interno de consumo para bens manufaturados.

Entretanto, o uso intensivo dos solos nas áreas cafeiras, os manejos nem sempre adequados, a falta de apoio do Estado, que nunca fixou um preço mínimo para o produto, o mercado internacional competitivo e, ainda, a alta frequência de geadas, pragas e doenças, favoreceram significativamente o declínio da cafeicultura na região. Conseqüentemente, houve, no período 1965-1980, elevado êxodo rural.

#### A Estrutura Fundiária do Alto e do Médio Tibagi

Os processos de colonização do alto e do médio Tibagi foram diferentes daquele ocorrido na região do baixo Tibagi (Maack, 1981). O alto Tibagi foi povoado no início do século XX. É a área mais antiga no processo de expansão para o interior paranaense e mesmo hoje é uma região constituída de propriedades de maiores dimensões que a região do baixo Tibagi.

A paisagem pastoril das regiões do alto e do médio Tibagi é conseqüência do prolongamento natural dos campos de Vacaria, no Rio Grande do Sul, e de Lages, em Santa Catarina, alcançando Guarapuava, Palmas e Ponta Grossa, nos Campos Gerais (segundo planalto paranaense).

No alto Tibagi, a grande propriedade foi o que caracterizou sua estrutura fundiária, destacando-se a pecuária extensiva e a pouca mão-de-obra utilizada. Conseqüentemente, a densidade da população rural sempre foi baixa, contrastando com o que ocorria na região do baixo Tibagi.

Os imigrantes europeus vindos antes e depois da Segunda Guerra Mundial trouxeram técnicas e iniciativas que paulatinamente promoveram transformações nas áreas campestres do alto Tibagi, como nos municípios de Palmeira, Castro, Ponta Grossa e Carambeí. Instalaram laticínios, cooperativas e introduziram as lavouras comerciais de arroz e trigo, entre outras. Isso modificou a paisagem, a forma de uso da terra, houve adensamento da população rural, formação de povoados rurais e um hábitat menos disperso.

A região do médio Tibagi foi povoada na primeira metade do século XX, no período de 1920 a 1940. A população era procedente principalmente da região nordeste do Paraná, conhecida como Norte Pioneiro; uma outra população, com um número menor de pessoas, veio do leste paranaense. Nesse processo de povoamento a floresta era derrubada e o fogo foi o grande agente de limpeza da área, e, por falta de estradas, boa parte da madeira não foi aproveitada.

Considerando que no médio Tibagi o solo é menos fértil, a topografia é menos acessível às máquinas e o clima é inadequado para o cultivo de café, foi para lá que se viram obrigados a ir os mais desfavorecidos. Ali, limpavam suas terras com fogo, plantavam, colhiam e, no ano seguinte, abriam uma nova área, abandonando a anterior. Frequentemente, faziam da criação de animais soltos, sem limites de propriedade, sua principal atividade e, também, fonte de recursos. O uso do fogo como prática constante resultou no alto nível de exaustão dos solos da região. A alta frequência de sapé (*Imperata americana*), rabo-de-burro (*Andropogum* sp.) e samambaia (*Pteridium aquilinum*) na região são, comprovadamente, bioindicadores de solos degradados e que atestam esse processo.

Hoje essa fisionomia está sendo mais uma vez modificada. As áreas de samambaias, capoeiras e matas secundárias cedem lugar a empreendimentos pecuários, havendo introdução de espécies exóticas de gramíneas.

Apesar de o processo de ocupação do alto Tibagi ter ocorrido de maneira diferenciada, modificações significativas no ambiente aconteceram, principalmente em relação aos solos do segundo planalto (Maack, 1981). Os solos onde ocorrem os campos naturais do Paraná têm pH ácido (3,5 a 4,8) e têm sido manejados incorretamente, com freqüentes queimadas (visando a renovação da vegetação gramínea) e pastoreio excessivo. Essas práticas acentuam a compactação dos solos e favorecem a lixiviação e a erosão. A substituição dos campos naturais gramíneos e das florestas de araucária por agricultura intensiva tem colaborado para o desequilíbrio ambiental no alto Tibagi.

O processo de colonização do alto Tibagi aproximase, em alguns aspectos, daquele ocorrido no baixo Tibagi, embora haja diferenças entre as populações, nas características físicas e químicas dos solos, na cobertura florestal original e naquelas imediatamente colocadas em suas substituições. Assim, tal como no baixo Tibagi, a região das cabeceiras também apresenta significativas modificações. E, por ocorrerem nas cabeceiras, início da bacia hidrográfica, essas modificações negativas são muito relevantes.

### O Êxodo Rural no Baixo Tibagi

O clímax do êxodo rural no baixo Tibagi ocorreu na década de 1970, mais precisamente a partir de 1975,

quando centenas de milhares de pés de café queimaram com a geada e foram então erradicados. As áreas antes ocupadas com essa lavoura se transformaram em campos mecanizados de soja, trigo, milho e algodão, entre outras culturas. A máquina rapidamente substituiu o homem rural. As famílias de percenteiros, colonos ou volantes foram as mais vulneráveis à falta de trabalho no campo. Assim, esse contingente de pessoas se viu obrigado a ir para centros urbanos, preferencialmente as cidades maiores, que propiciavam, principalmente, trabalhos na construção civil ou na metalurgia. No geral, o Paraná perdeu população, que emigrava, agora, em busca de novas oportunidades não só para cidades do próprio estado, mas, também, para cidades como São Paulo e Campinas.

A troca da atividade da cafeicultura, uma cultura perene, por outras de ciclo curto, realizadas no baixo Tibagi, trouxe, também, graves conseqüências para o ambiente, pois não havia a prática com o trabalho mecanizado. Os solos ficaram descobertos, e os efeitos que o sol direto, os ventos, as chuvas e o uso incorreto das máquinas tiveram sobre eles foram danosos. A ausência de conhecimento do manejo integrado de uso dos solos, como curvas de nível (curvas de contenção de erosão) (fig. 3), rotação de culturas, cobertura vegetal arbórea, coletores de água nas estradas rurais, etc., fez com que a região perdesse grandes quantidades de solo (figs. 4 e 5), que eram carregadas para os mananciais juntamente com quantidades expressivas de agrotóxicos.

Quando os pequenos proprietários rurais, descapitalizados, venderam suas propriedades (minifúndios) e mudaram para os centros urbanos, deu-se o início da formação de latifúndios, que eram chamados de “empresas rurais” — como explicitamente definia o Estatuto da Terra de 1964, coincidentemente adequado às grandes culturas de rotação.

Dessa forma, foi a necessidade de áreas cada vez maiores para a viabilização dos grandes projetos de culturas de rotação que levou ao extermínio de relevantes



Figura 3. Mata ciliar remanescente em ribeirão na transição do segundo para o terceiro planalto e cordões em curva de nível para contenção de erosão. (Foto: M.E. Medri)



atividades que ocorriam paralelas à cafeicultura, como pequenas áreas de pastagens para animais domésticos (vacas, cavalos, ovelhas), pocilga, galinheiro, horta, pomar, etc. As áreas ocupadas por essas atividades, geralmente localizadas nas baixadas fluviais, foram mecanizadas e, a exemplo dos interflúvios, ocupadas por monocultura.

#### O Processo de Transformação de Minifúndios em Latifúndios na Região da Bacia do Tibagi

Dos 54 municípios ocorrentes na bacia do Tibagi, 33 tiveram declínio de aproximadamente 10 mil estabelecimentos rurais no período de 1970 a 1985.

A evasão do homem do campo para a cidade, tanto de ex-trabalhadores rurais como de ex-proprietários de pequenas áreas rurais, modificou o comportamento urbano na região, com a proliferação de mão-de-obra desqualificada e a introdução de hábitos novos e estranhos às cidades. Houve, também, significativa modificação do ambiente rural, pois, como colocado anteriormente, com o êxodo inicia-se a formação dos latifúndios, frequentemente estruturados em monocultivos. No anseio de ocupar toda a área com lavouras, os proprietários

passaram a utilizar-se de maquinário cada vez mais aperfeiçoado, adaptando-os, inclusive, a locais nunca antes plantados ou a áreas inacessíveis. Não respeitaram as áreas de preservação permanente, como as várzeas, as margens dos mananciais hídricos e as vertentes íngremes. Essas áreas foram rapidamente trabalhadas e transformadas em novas áreas de cultivo.

A falta de prática adequada e orientada para o uso racional do solo propiciou a formação de grandes erosões (fig. 4), a redução das florestas ciliares, a lixiviação do solo, o carregamento de terra pelas chuvas e o assoreamento dos mananciais hídricos, com conseqüentes alterações biológicas.

A partir da década de 1970, esses fatores foram muito pronunciados, deixando como saldo um grande número de afluentes do rio Tibagi com pouca ou nenhuma proteção ciliar (figs. 6 e 7).

A bacia do rio Tibagi, com exceção da região do médio Tibagi, tem sido, desde o início do século XX, um exemplo marcante de exportação de grãos e de solos, e, também, de trabalhadores rurais para os centros urbanos do próprio estado ou mesmo para outras regiões do país, como ocorreu na colonização dos estados de Mato Grosso, Rondônia, Acre e Pará, principalmente.



**Figura 4.** Erosão laminar em terras de agricultura sem proteção e ausência de mata ciliar em ribeirão na transição entre o segundo e o terceiro planalto. (Foto: M.E. Medri)



**Figura 6.** Região da represa Capivara no município de Sertãoópolis (PR), no baixo Tibagi. Pequeno afluente alagado, uso intensivo do solo e ausência de mata ciliar. (Foto: M.E. Medri)



**Figura 5.** Assoreamento do rio Paraná, no município de Porto Rico (PR), como conseqüência da perda de solos nas cabeceiras dos rios. (Foto: M.C. Souza)



**Figura 7.** Ribeirão Paulo, no município de São Sebastião da Amoreira (PR). Uso da área de proteção permanente para as culturas de trigo e soja. (Foto: M.E. Medri)

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O aumento da população da bacia tem provocado o crescimento da agricultura, da pecuária e da indústria, resultando em degradação do ambiente. O paraná tem, hoje, apenas 9% de suas florestas preservadas, sendo que, para a bacia do rio Tibagi, restam apenas 3,8% de sua vegetação original, da qual uma pequena parte está protegida em reservas mantidas pelo poder público, como o Parque Estadual Mata dos Godoy, no baixo Tibagi, e o Parque Estadual de Vila Velha, no alto Tibagi, além de algumas reservas mantidas em propriedades particulares.

Se medidas de manejo e conservação não forem urgentemente implantadas, haverá ainda mais redução na biodiversidade. No entanto, as ações do poder público para evitar esse quadro são quase inexistentes. O que se tem, atualmente, são algumas (poucas) instituições públicas e algumas organizações não-governamentais desenvolvendo trabalhos de preservação e de educação ambiental, mas tanto as áreas quanto a população atingida são mínimas.

### Referências Bibliográficas

- Bigg-Wither, T. 1974. Novo caminho no Brasil meridional: a província do Paraná – Três anos em suas florestas e campos – 1872/1875. J. Olympio, Rio de Janeiro.
- Cardoso, J.A. & Westphalen, C.M. 1981. Atlas histórico do Paraná. Secretaria de Estado da Cultura e do Esporte, Curitiba.
- Carneiro, D. 1995. O Paraná na história militar do Brasil. Fundação Cultural de Curitiba, Curitiba.
- Comminos, C. 1967. Alguns aspectos populacionais do Paraná. *Rev. Parana. Desenvolv.*, 3:47-68.
- Ferreira, J.C.V. 1996. O Paraná e seus municípios. Memória Brasileira, Maringá.
- França, A. 1960. A marcha do café e as frentes pioneiras. Conselho Nacional de Geografia, Rio de Janeiro.
- Gonçalves, M.A.C. & Pinto, E.A. 1983. Ponta Grossa – Um século de vida (1823-1923). Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa.
- Hertel, R.J. 1969. Aspectos interessantes da vegetação do Paraná. In: História do Paraná. v. II. F. El-Khatib (ed.). Grafipar, Curitiba.
- Huber, S. 1966. O segredo dos incas. Itatiaia, Belo Horizonte.
- Joffily, J. 1985. Londres-Londrina. Paz e Terra, Rio de Janeiro.
- Lugon, C. 1968. A República Comunista Cristã dos Guaranis: 1610-1768. Paz e Terra, Rio de Janeiro.
- Maack, R. 1981. Geografia física do estado do Paraná. 2ª ed. J. Olympio/Secretaria da Cultura e do Esporte do Governo do Estado do Paraná, Rio de Janeiro/Curitiba.
- Martins, R. 1995. História do Paraná. Fundação Cultural de Curitiba, Curitiba.
- Mota, L.T. 1997. A guerra de conquista nos territórios dos índios kaingang do Tibagi. *Revista de História Regional*, 2(1). [online] Disponível na Internet. <http://www.uepg.br/rhr/v2n1/lucio.htm>. - arquivo capturado em 29/08/2000.
- Nicholls, W.H. 1971. A fronteira agrícola na história recente do Brasil: o estado do Paraná, 1920-65. *Rev. Parana. Desenvolv.*, 26:19-53.
- Oguido, H. 1988. De imigrante a pioneiros. A saga dos japoneses no Paraná. Curitiba.
- Saint-Hilaire, A. 1964. Viagem à comarca de Curitiba (1820). Nacional, São Paulo.
- Stellfeld, C. 1949. Fitogeografia geral do estado do Paraná. *Arq. Mus. Parana.*, 7:309-350.
- Taunay, A.E. 1961. História das bandeiras paulistas. Melhoramentos, São Paulo.
- Vasil, I.K. & Herrera-Estrella, L. 1994. Da revolução verde à revolução genética. *O Correio da Unesco*, 22(8):30-34.
- Wachowicz, R.C. 1982. História do Paraná. Gráfica Vicentina, Curitiba.



## A ecologia dos Kaingang da bacia do rio Tibagi

Kimiye Tommasino

**ABSTRACT** – (Kaingang indian ecology in the Tibagi River Basin) This chapter discusses the sociability forms of the Tibagi's River Basin Kaingang with their environment. Special attention has been given to their relation with the rivers, rapids, hillsides and woods where they can still live according to their ancestral patterns. In the more preserved ecosystems of the indian areas, the Kaingang keep developing the same social organization, based on reciprocity between relatives. In spite of the territorial expropriation and devastation that they have experienced, the Kaingang still keep a relationship of respect and symbiosis with nature, based in a symbolic conception where human, natural and supernatural universes communicate and influence themselves reciprocally. This chapter reveals that the Tibagi River Basin constitutes the Kaingang's territory, a space produced and lived in according to a specific cosmology and forms of management oriented by tradition.

Key words – Ethnoknowledge, Kaingang ecology, symbolism of nature.

### INTRODUÇÃO

Os Kaingang da bacia do rio Tibagi vêm sendo estudados numa perspectiva antropológica desde 1988, e esses estudos acabaram por trazer a necessidade de ampliar e aprofundar o conhecimento sobre suas relações com o seu ambiente físico, seja no que se refere às suas classificações da natureza, seja no que se refere às suas práticas de manejo das diferentes ecozonas. Em pesquisa já concluída (Tommasino, 1995) foram abordadas algumas questões referentes ao meio ambiente, mas o tema central, então, eram as relações entre os homens, mais especificamente dos Kaingang com a sociedade nacional, numa situação de contato e desigualdade — e foi possível mostrar como os Kaingang, apesar do processo de contato e dominação a que foram submetidos, continuaram a produzir formas e conteúdos específicos de sociabilidade e, principalmente, continuaram a produzir uma identidade étnico-cultural singular. Este capítulo apresenta dados preliminares de uma pesquisa ainda em andamento que propõe um estudo sobre a relação dos Kaingang com o seu meio ambiente.

Como até o momento nenhuma pesquisa específica sobre os Kaingang e seu ambiente foi realizada, é indispensável registrar a importância vital dessas áreas para esse povo, enquanto espaço de sobrevivência e de reprodução cultural. Por essa razão, na pesquisa atual-

mente realizada são privilegiadas as relações dos Kaingang com os rios, margens de rios, corredeiras, matas ribeirinhas, vales e encostas. Os resultados aqui apresentados, ainda que parciais, são suficientes para mostrar o quanto os ecossistemas dos vales do rio Tibagi e de seus afluentes são imprescindíveis para a sobrevivência física e a continuidade do patrimônio cultural kaingang. Os demais capítulos desta coletânea revelam a importância da biodiversidade; neste, será enfatizada a sociodiversidade. A preservação de uma depende, necessariamente, da outra.

### OS KAINGANG: UM POVO GUERREIRO

*Lá está: naquele morro passa ["passava"] a divisa desta área. E a divisa passa ["passava"] por aqui também. Mas os fóg [brancos] entraram todos já. Agora nós só temos um pedacinho [de terra], que está ao lado do rio Apucarana Grande. Agora não comemos as coisas que comíamos antes, porque não existem mais os matos. Naqueles tempos nós íamos atrás das coisas que comíamos, quando acabavam as coisas de comer. Então, naqueles tempos, nós éramos sossegados.* (Depoimento de mulher kaingang do Posto Apucarana, 1992.)

O território kaingang atual percorre os estados de São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Estima-se sua população total em mais de 22 mil pessoas,

estando, no Paraná, cerca de dez mil. O aumento da população é um dado importante no contexto da política kaingang: até algumas décadas atrás, o uso de contraceptivos e abortivos era comum nas áreas, mas esses métodos foram abandonados e hoje o aumento da população pode ser pensado tanto como resultado dessa política interna quanto das melhorias no atendimento à saúde pelo órgão indigenista.

Os Kaingang, que viviam nos séculos XVI e XVII mais próximos à Serra do Mar, acossados pelas investidas dos portugueses que buscavam escravizar índios para trabalhar na mineração ou para vender em São Paulo, foram se refugiando no oeste, ao longo da Serra Geral, que começa no estado de São Paulo, atravessa os estados do Sul e acaba no norte da Argentina. Em cada região a Serra Geral ganha nomes específicos: no Paraná temos as serras da Apucarana, da Esperança, da Pitanga e de Ortigueira. Olhando o mapa do estado, verifica-se que os Kaingang se fixaram nas regiões onde antes se localizavam as reduções jesuíticas, nos vales das principais bacias.

A conquista efetiva dos Campos Gerais — terras que pertenciam a vários grupos kaingang — pelos luso-brasileiros começou em 1770. Foram organizadas 13 bandeiras entre 1768 e 1774, e vários campos foram “descobertos” e “reconhecidos”. Quando as terras do “sertão desconhecido” e dos Campos Gerais começaram a ser povoadas pelos brancos, os Kaingang já tinham se estabelecido nas bacias dos rios Tibagi, Ivaí, Piquiri e Iguaçu.

Os campos de Koran-bang-rê (hoje Guarapuava) começaram a ser conquistados em 1770, mas o governo provincial levou mais de 100 anos para efetivar a conquista dos Campos Gerais. Depois de Koran-bang-rê, os portugueses conquistaram Kreie-bang-rê (Palmas) e outros campos que, mais tarde, na Guerra do Contestado, passaram a pertencer ao estado catarinense (para uma análise mais detalhada sobre a conquista dos territórios kaingang no Paraná, ver Mota, 1994 e 1998).

O primeiro grupo kaingang que entregou suas armas e aceitou viver em colônias indígenas, o fez em 1862, na região de Guarapuava. A partir desse primeiro centro de ocupação branca, outros grupos foram sendo conquistados nas bacias dos rios Ivaí, Tibagi e Iguaçu. Mas como os territórios indígenas ultrapassam os espaços codificados pelos brancos, essa conquista continuou em direção às principais bacias dos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Ao norte, no estado de São Paulo, os Kaingang foram conquistados a partir de 1912, e os últimos grupos kaingang no Paraná foram conquistados em 1930 (Tommasino, 1995).

No Paraná, desde meados do século XIX, ou seja, desde o período imperial, os Kaingang passaram a viver em aldeamentos administrados por missionários ou civis, que buscaram de todas as formas fazer com que esses índios abandonassem seu padrão de ocupação

territorial e suas formas de subsistência baseadas na caça e na coleta. Isso, de certa forma, aconteceu. Com a perda da maior parte de seus territórios de caça e coleta, os Kaingang tiveram de se adaptar às novas condições impostas pelo conquistador branco. A devastação das matas, que se transformaram em cafezais, pastagens e cidades, obrigou os Kaingang a viverem das plantações que os administradores dos aldeamentos lhes determinavam fazer.

As terras delimitadas pelo governo imperial foram reduzidas ainda mais no governo republicano, em nome do “progresso” e sob a argumentação de que os indígenas já estariam “integrados” à sociedade nacional. Foi dessa maneira que se fez a maior e mais intensa ocupação pioneira do Paraná: cada palmo de terra foi, no início, conquistado pelas armas e, depois, pelo confisco que o próprio estado e a União realizaram, para entregá-la aos colonizadores nacionais e estrangeiros.

Até o início do século XX havia quatro grandes grupos kaingang ocupando as quatro principais bacias do Paraná. Atualmente, existem apenas algumas terras kaingang nas bacias dos rios Tibagi, Ivaí e Iguaçu, constituídas por diminutas áreas denominadas reservas indígenas, onde os índios vivem pressionados por invasores brancos. Os Kaingang que viviam na bacia do rio Piquiri foram expulsos de suas terras. Atualmente, existem no Paraná 11 áreas indígenas (AIs) kaingang, sendo que algumas comportam outras etnias.

Estudos antropológicos recentes têm revelado que, apesar do assalariamento a que têm de se submeter para sobreviver, de terem de vender artesanato e, até mesmo, de terem se urbanizado, os Kaingang não perderam suas especificidades socioculturais e, assim como os Guarani, os Xokleng e os Xetá, têm afirmado cada vez mais que se consideram “índios”. Ao marcar essa alteridade, comunicam que continuam sendo distintos dos brancos.

Apesar das mudanças radicais em seu modo de vida, de terem perdido a maior parte de suas terras, de viverem subordinados, continuam auto-referindo-se como descendentes daqueles que já estavam aqui antes do primeiro branco chegar. É importante registrar que nos últimos anos vários grupos kaingang e guarani conseguiram a devolução de algumas terras que lhes tinham sido expropriadas no passado, não apenas no Paraná mas, também, em Santa Catarina e no Rio Grande do Sul.

A organização social em grupos de parentesco e reciprocidade nas atividades de pesca e nas roças de coivara continua sendo preservada pelos Kaingang. A regra da uxorilocalidade (costume segundo o qual o jovem casal deve morar na casa da mulher, isto é, o genro deve morar com o sogro) tem sido retomada quando há déficit de residências.

Por outro lado, mesmo quando há transformações sociais, percebe-se que os Kaingang seguem uma lógica própria — não adotaram o modelo de pensamento

ocidental. É o caso, por exemplo, dos acampamentos que alguns Kaingang passaram a fazer na cidade, quando vão vender seu artesanato. A forma como organizam o grupo e se instalam é a mesma de quando acampam na beira dos rios para pescar e/ou nas matas para coletar e caçar. Passaram a acampar também nas cidades porque hoje dependem da venda de seus produtos para a obtenção de dinheiro para comprar alimentos, roupas e calçados.

Do ponto de vista sociocultural, pode-se afirmar que os Kaingang, apesar de todas as políticas oficiais integracionistas e da modernização introduzida nas reservas indígenas, continuam pautando suas ações a partir dos princípios estruturais e simbólicos de sua cultura tradicional. Vários pesquisadores da história e da cultura kaingang têm demonstrado isso, entre eles Veiga (1994), Oliveira, M. (1996) e Rosa (1998).

### Concepção Kaingang de Território

Enquanto um espaço de subsistência, a unidade territorial de uma tribo kaingang pode ser assim resumida: constitui-se de um espaço físico — composto por *krin* (serras), *rê* (campo, pasto), *nen* (florestas), *goio* (rios) — onde os grupos podem exercer suas atividades de caça, pesca, coleta e plantio (milho, abóbora, feijão e batata-doce). Esse território constitui um espaço de perambulação cíclica dos grupos, que desenvolvem aí suas atividades econômicas, sociais e rituais.

Os dados históricos e geográficos indicam que um território kaingang tem, necessariamente, de apresentar um ecossistema variado, que lhes permita sua reprodução social.

Nas regiões de campo os Kaingang estabelecem suas aldeias fixas (*emã*). Constroem, também, acampamentos ou abrigos provisórios (*wãre*) nas florestas e margens dos rios, onde permanecem nas semanas ou meses em que praticam a caça e a coleta, ou a pesca. Mas os deslocamentos sempre acontecem em grupos de parentesco, de modo que sempre haja pessoas no *emã* e pessoas no *wãre* (Tommasino, 1996; 1997).

Dezenas e até centenas de caminhos entrecortam as matas, em todas as direções, interligando os diferentes locais de exploração e sociabilidade. Esses caminhos expressam uma forma específica de ocupação do território, evidenciam um modo próprio de relação com o meio ambiente e materializam a rede social que ligava os diferentes grupos locais e os alojamentos fixos aos locais de caça, pesca e coleta.

As atividades de subsistência seguem um calendário que implica o conhecimento da dinâmica interna e externa dos reinos animal e vegetal.

Os *pari*, construídos com esteira de taquara criciúma, são fixados nas barragens de pedras que fazem nas corredeiras dos principais rios durante os meses de inverno, época em que os peixes descem os rios em

busca de águas mais quentes, ou seja, quando se deslocam dos afluentes para os rios maiores. Os índios conhecem e classificam os peixes e outros animais aquáticos, e esse saber faz parte de um universo simbólico mais amplo que compõe o imaginário kaingang.

A agricultura é praticada nos terrenos altos, geralmente nas bordas das matas, em terrenos de mato ralo. São roças de coivara, que exigem uma limpeza dos matos maiores: estes são quebrados e amontoados antes de serem queimados. Após as primeiras chuvas fazem a semeadura, e só retornam para a colheita. Plantam variedades de milho e feijão, abóbora e amendoim. As roças antigas tanto são espaços de produção de alimentos como servem como chamariz de animais de caça. Quando as roças ficam distantes das casas, também constroem nelas os *wãre*, onde permanecem abrigados.

Os *wãre* têm, ainda, outra função importante: podem ser feitos dentro da mata — mesmo sobre as árvores —, servindo como esconderijo para os caçadores (Mabilde, 1983).

A coleta é parte importante da dieta kaingang. Corós, mel, palmito, pinhão, tubérculos, raízes e plantas constituem elementos significativos da dieta indígena. Nas matas também colhem plantas medicinais e cerimoniais.

As florestas, rios e campos fornecem toda a matéria-prima para a fabricação de utensílios domésticos, cestaria, objetos de cerâmica e tecelagem.

Percebe-se como a mobilidade está relacionada ao gênero de vida que caracteriza os Kaingang e às relações de reciprocidade mútua que ligam os diferentes grupos locais de uma região; e como as matas são espaços conhecidos e organizados — de acordo com o sistema de codificação kaingang, as plantas, os animais e mesmo os acidentes geográficos são conhecidos em si mesmos e enquanto constitutivos dos ecossistemas.

Território kaingang comporta, assim, vários grupos locais, onde se distribuem parentes e afins. Nesse espaço físico, grupos familiares (extensos ou não) e pessoas se movem constantemente, formando uma ampla rede de sociabilidade cujos indivíduos compartilham uma experiência histórica e se consideram partícipes da mesma cultura. Unifica-os, portanto, uma consciência mítica, histórica e étnica. Essa rede configura o todo social que expressa a unidade sócio-política mais ampla.

### A Dimensão Mítico-Cosmológica do Território

Nimuendajú (1986:86) colheu o mito de origem kaingang da forma que segue:

“A tradição dos Kaingang afirma que os primeiros da sua nação saíram do solo: por isso têm cor de terra. Numa serra, não sei bem onde, no sudeste do estado do Paraná, dizem eles que ainda podem ser vistos os buracos pelos quais subiram. Uma parte permaneceu subterrânea; essa parte se conserva até

hoje lá e a ela se vão reunir as almas dos que morrem, aqui em cima. Eles saíram em dois grupos chefiados por dois irmãos, Kanyerú e Kamé, sendo que aquele saiu primeiro. Cada um já trouxe consigo um grupo de gente. Dizem que Kanyerú e toda a sua gente eram de corpo delgado, pés pequenos, ligeiros, tanto nos seus movimentos como nas suas resoluções, cheios de iniciativa, mas de pouca persistência. Kamé e seus companheiros, pelo contrário, eram de corpo grosso, pés grandes, e vagarosos nos seus movimentos e resoluções”.

Está evidente, nesse mito, a identificação dos Kaingang com a terra. A importância da sociabilidade entre os dois grupos dos ancestrais mitológicos é revelada pela complementaridade entre os grupos, dadas as características naturais de cada um. Um outro mito kaingang, o mito do dilúvio, foi coletado, com pequenas variações, por Borba (1908), Schaden (1956; 1959) e Nimuendajú (1986), pois cada autor o coletou em momentos e/ou grupos kaingang diferentes — o que revela que os mitos não são estáticos, e sim dinâmicos e sujeitos a modificações no tempo e no espaço.

Segundo o mito do dilúvio coletado por Borba (1908: 20-21),

“Em tempos idos houve uma grande inundação que foi submergindo toda a terra habitada por nossos antepassados. Só o cume da serra Crinjjimbé emergia das agoas.

“Os Caingangues, Cayurucrés e Camés nadavam em direção a ella levando na boca achas de lenha incendiadas. Os Cayurucrés e Camés, cançados, afogaram-se; suas almas foram morar no centro da serra. Os Caingangues e alguns poucos Curutons, alcançaram a custo o cume de Crinjjimbé, onde ficaram, uns no solo, e outros, por exiguidade de local, seguros aos galhos das árvores; e allí passaram muitos dias sem que as agoas baixassem e sem comer; já esperavam morrer, quando ouviram o canto das saracuras que vinham carregando terra em cestos, lançando-a à agoa que se retirava lentamente.

“Gritaram elles às saracuras que se apressassem, e estas assim o fizeram, amiudando também o canto e convidando os patos a auxiliá-las; em pouco tempo chegaram com a terra ao cume, formando como que um açude, por onde sahiram os Caingangues que estavam em terra; os que estavam seguros aos galhos das arvores transformaram-se em macacos e os Curutons em bugios. As saracuras vieram, com seo trabalho, do lado donde o sol nasce; por isso nossas agoas correm todas ao Poente e vão todas ao grande Paraná. Depois que as agoas secaram, os Caingangues se estabeleceram nas imediações do Crinjjimbé. Os Cayurucrés e Camés, cujas almas tinham ido morar no centro da serra, principiaram a abrir caminho pelo

interior della; depois de muito trabalho chegaram a sahir por duas veredas”.

Como ensinou Godelier (1981), o sagrado não é apenas um sistema de representações, é também uma categoria prática que desempenha papel fundamental na reprodução da sociedade. Assim, é “necessário analisar cuidadosamente o sistema de representações que os indivíduos e os grupos, membros de uma determinada sociedade, formulam sobre o seu meio, pois é a partir destas representações que os indivíduos ou os grupos atuam sobre o meio” (Godelier, 1981:53).

O mito kaingang do dilúvio expressa, em linguagem metafórica, uma sociabilidade tanto dos homens entre si quanto com o meio ambiente. Tomando-se como referência a geografia da terra mítica, percebe-se com clareza a associação com as terras de planalto — locais preferenciais para edificar seus *emã*. Após o dilúvio, segundo conta o mito, os Kaingang se estabeleceram nas proximidades da Serra Krinjjimbé — região que Borba (1908) acredita ser a da Serra do Mar. Dentre os grupos que se refugiaram no cume da serra estão os Kamé, os Kairu, os Kaingang e os Kuruton. Após o dilúvio, os dois primeiros trocaram mulheres entre si, por serem cunhados e aliados. Como sobrassem filhos, casaram-nos com as filhas dos Kaingang, tornando-se parentes e amigos. Os Kuruton aparecem no mito como aqueles que se tornaram inimigos e passíveis de serem escravizados. Como se observa, o mito expressa uma sociabilidade tanto intragrupo quanto entre povos.

Território, para os Kaingang, também é o espaço onde habitam os espíritos de seus ancestrais e outros seres sobrenaturais. É onde estão enterrados os seus mortos e onde os vivos pretendem “enterrar os seus umbigos”. No ritual dos mortos (*kiki koi*), os espíritos destes voltam à terra para comungar com os vivos. A concepção indígena de território tem, assim, uma dimensão sócio-político-cosmológica muito mais ampla do que na concepção do branco. Pode-se afirmar que os Kaingang dependem, na construção de sua identidade tribal, dessa relação mitológica com seu território, “sítio da criação do mundo, memória tribal e mapa do cosmos”, como afirmam Seeger & Castro (1992:103).

A territorialidade remete, assim, à relação natureza e cultura, tal como aparece na cosmologia kaingang, entendendo-se a cultura como instância humanizadora, que confere um sentido próprio às ações dos homens entre si e com a natureza. Território é onde vivem segundo regras estabelecidas socialmente e de acordo com o sistema de codificação simbólica dos elementos naturais e sobrenaturais constitutivos da sociedade kaingang.

Os Kaingang produziram seus territórios de acordo com uma concepção própria de tempo e espaço. O seu modo de vida implica uma relação específica com a natureza e entre si, de acordo com representações historicamente elaboradas que conferem sentido às suas

práticas materiais, sociais e simbólicas. Ser e tornar-se humano relaciona-se a viver de acordo com os modelos simbólico e prático kaingang. Nesse sentido, as políticas indigenistas, que sempre foram assimilacionistas, representam uma violência para os povos indígenas. Os projetos de “desenvolvimento” econômico e os de educação formal são exemplos que comprovam o quanto as políticas públicas estão distanciadas da realidade cultural dos índios.

Território kaingang, portanto, por seguir uma lógica própria, distinta da concepção ocidental, não reconhece as demarcações oficiais de estado, país ou região. O povo kaingang possui um território que atravessa longitudinalmente os estados de São Paulo, Paraná, Santa Catarina

e Rio Grande do Sul. Até o início do século XX, estendia-se até a província de Misiones, no norte da Argentina. Por essa razão, os antropólogos preferem referir-se aos povos indígenas *no* Paraná (e não *do*). Até porque esse território continua sendo produzido, apesar da redução e da fragmentação que sofreu. A figura 1 mostra as AIs Kaingang hoje existentes, destacando as AIs da bacia do Tibagi.

### OS KAINGANG DA BACIA DO RIO TIBAGI

Tal como os Kaingang em outros estados e regiões, os da bacia do rio Tibagi sofreram as mesmas experiências de conquista, expropriação territorial e devas-

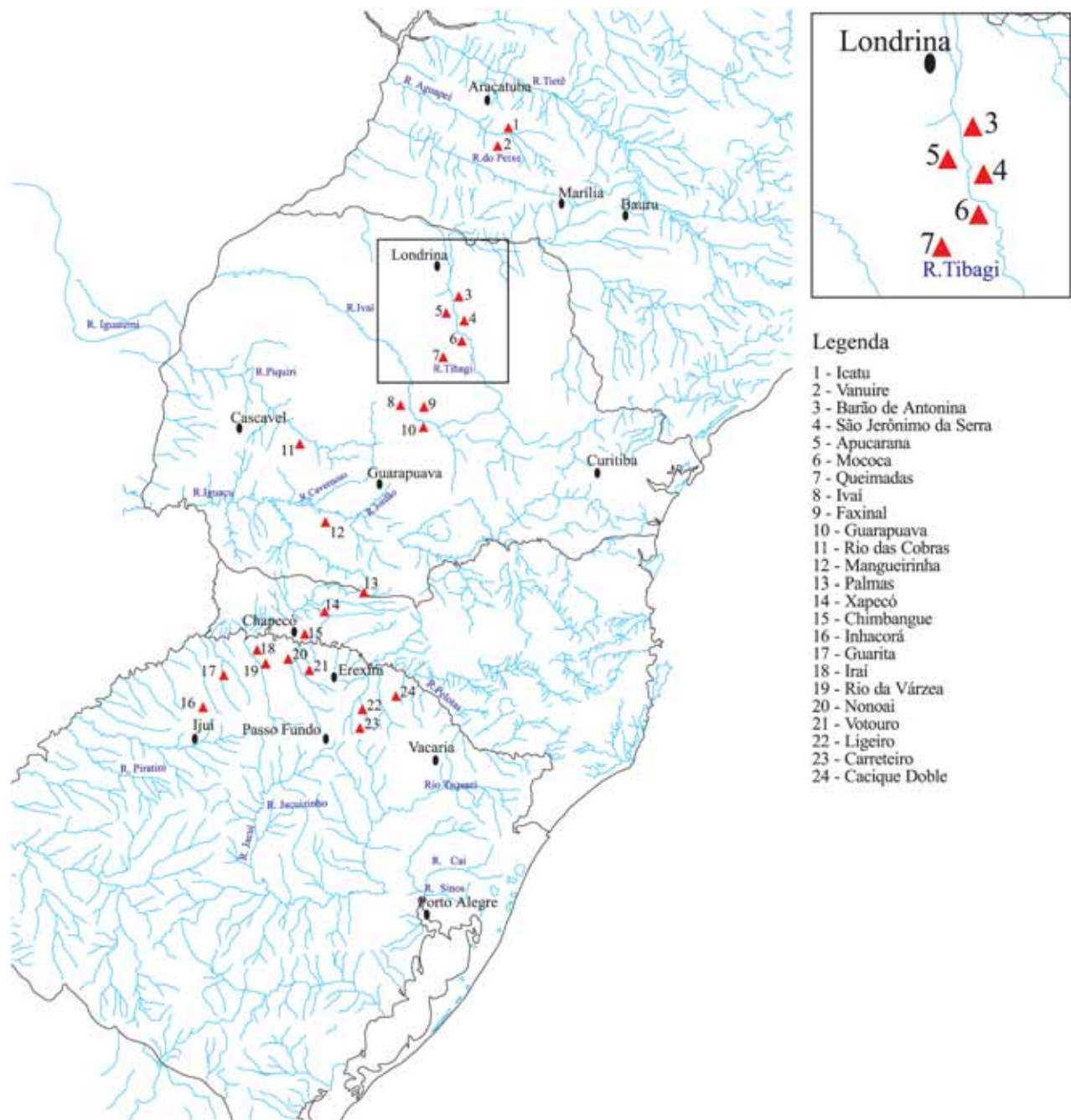


Figura 1. Áreas indígenas kaingang. Em destaque, as áreas indígenas da bacia do Tibagi. (Fonte: Tommasino *et al.*, 1998)



tação de seus recursos naturais. Antes detentores de praticamente todas as terras do médio Tibagi, hoje estão confinados em cinco AIs (Apucarana, Barão de Antonina, São Jerônimo, Ortigueira e Mocóca) (fig. 1), rodeados pelas propriedades nacionais. O trabalho assalariado nas fazendas das regiões próximas às suas aldeias e o deslocamento para a venda de artesanato nas cidades são práticas que vêm se intensificando, já que as condições de vida dentro das reservas não garantem sua sobrevivência.

Juntamente com a expropriação sucessiva de suas terras, foram desaparecendo as matas que antes abrigavam os recursos naturais que lhes garantiam fartura alimentar e alta qualidade de vida. Tanto as administrações do Serviço de Proteção aos Índios (SPI) quanto as da Fundação Nacional do Índio (Funai) foram responsáveis pela degradação ambiental crescente ocorrida no século XX. A invasão colonizadora selecionou inicialmente as terras de campos e de topografia própria para a lavoura de grandes extensões. As terras que restaram para os índios foram aquelas que não apresentavam tais características, e isso explica o porquê de a maioria das AIs se localizar nas terras de relevo mais acidentado, constituídas por morros, vales de rios e áreas de perau. As poucas terras de planalto (terras altas e planas) destinadas aos índios estão desgastadas pelo sucessivo (re)uso das roças administradas pela instituição tutelar para atender uma população que quadruplicou nos últimos 50 anos.

### **A importância dos Rios, Áreas de Vales e Encostas para os Kaingang**

Os rios (*goio*) e suas margens (*goio fãre*), e as matas (*nen*) próximas das chamadas terras baixas das AIs kaingang da bacia do Tibagi constituem espaços de sobrevivência e, simultaneamente, lugares de uma cultura, de uma forma de organização social específica. Constituem espaços de atividades econômicas, sociais e rituais de alta significação para esse grupo. Tendo sido preservadas as bases materiais que sustentavam o modo de vida tradicional kaingang, elas permitiram aos índios manter, quase intactos, os conhecimentos, as técnicas, as práticas e as representações sócio-simbólicas herdadas de seus ancestrais.

Se hoje não podem sobreviver apenas dos recursos naturais que as antigas e imensas florestas lhes proporcionavam, a importância sócio-simbólica dos espaços que ainda restaram aumentou, na medida em que se tornaram sítios de memória dos saberes e fazeres de seus ancestrais. Esse vínculo de continuidade material com o passado tem se constituído num lugar de resistência cultural e de reprodução da identidade étnica enquanto Kaingang *jugjug* (índios bravos).

A experiência de contato exigiu que os Kaingang se adaptassem às novas condições históricas, imprimindo

alterações múltiplas no seu padrão de vida. A construção do tempo e do espaço atuais implicou a incorporação e a ressignificação de elementos novos; assim como a preservação de elementos tradicionais no novo contexto ganhou novos significados. Portanto, nessa dinâmica social que resultou da situação de contato com os brancos, os Kaingang foram tecendo o tempo e o espaço atuais. Ao longo dos 150 anos de contato permanente e na condição de povo subalterno e administrado, os Kaingang foram construindo no espaço uma dualidade bastante interessante. Nas áreas indígenas vê-se claramente um espaço onde os Kaingang vivem sua condição de tutelados ao indigenismo oficial, constituído pelas terras de planalto. Esse espaço situa-se nas terras altas e planas, na área do posto onde trabalham os técnicos e demais funcionários da Funai — incluindo aí os funcionários índios — e onde ficam o escritório administrativo, o ambulatório, a escola, a igreja e as demais instalações que compõem a estrutura administrativa. Nele também se incluem as terras de roças administradas e os pomares “coletivos”.

A esse espaço administrado e submetido ao controle do indigenismo oficial opõe-se um outro, nas áreas relativamente livres do sistema tutelar, onde se localizam os remanescentes de matas e campos que constituem celeiros de plantas medicinais, de matéria-prima para fabricar ranchos, utensílios e cestaria.

Também pertencem a esse espaço as terras de encosta onde fazem suas roças familiares no sistema de coivara, as margens dos rios onde acampam, namoram e descansam, os rios onde tomam banho, nadam, brincam e onde constroem seus *pari*. Enfim, onde são livres num duplo sentido: espacial e temporalmente. No espaço administrado vivem segundo regras herdadas da experiência de contato e dominação; no outro pólo vivem segundo regras e princípios herdados de seus ancestrais. A dualidade espacial produzida histórica e culturalmente só pode ser entendida na relação entre os pólos que se opõem e se complementam, formando uma totalidade.

Os Kaingang vivem essa duplicidade cotidianamente, e por isso a reproduzem constantemente. Ao longo de um dia, na alternância entre os dias úteis da semana e os fins de semana, das atividades de trabalho e das atividades festivas, os Kaingang vivem a totalidade da experiência onde se encontram os tempos antigo (*wãxi*) e novo (*uri*). Percorrer os diferentes espaços físicos é percorrer temporalidades diferentes. Vive-se o *uri* durante o dia, quando estão subordinados ao sistema indigenista; à tarde, após o trabalho, seguem para a beira do rio para pescar (com anzol ou tarrafa) e estão num outro espaço/tempo (*wãxi*), que usufruem com a família toda ou num grupo adulto de reciprocidade. É comum alguns Kaingang irem diariamente ao rio Apucarantina, onde pescam nas corredeiras. Chegam ali no fim da tarde e retornam entre nove, dez horas da noite.

Quando vão pescar nos *pari*, localizados bem mais distante da aldeia, costumam acampar por alguns dias em *wāre* que fazem nas margens dos rios. Em 1992, durante um trabalho de campo foram entrevistados alguns índios, que afirmaram que quando estão nas matas se sentem livres “como antigamente”, como “índios verdadeiros”. Em junho desse mesmo ano, num *workshop* realizado pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP), em Curitiba, um representante kaingang comparou as incursões pelas matas e rios das reservas como equivalentes à ida dos brancos para a praia, quando tiram férias. Como os índios não têm o costume (nem teriam condições) de ir ao litoral, vão para as matas e rios da reserva para descansar do estresse que a vida atual produz. Nas matas e campos das terras dos vales, caçam e coletam; e nessas ocasiões também acionam os sistemas sociais e simbólicos que orientam tais práticas, herdadas de seus ancestrais.

É na relação entre a vida subordinada nas terras de planalto e a vida livre nas terras “verdadeiras” que os índios constroem o tempo e espaço de hoje. O sentido particular dos pólos só pode ser compreendido relacionadamente e, portanto, trata-se de uma única totalidade social, onde o espaço físico espelha a cartografia de sua história. Pode-se ainda arriscar a seguinte hipótese: há um pólo onde se revelam a dominação e as tensões do contato, e um outro, onde se revelam a resistência à dominação e a obediência à ordem de seus ancestrais — e o sentido histórico é produzido sinteticamente, no jogo permanente entre esses pólos.

Os estudos já realizados revelam que o pólo mais importante — porque essencial — é aquele constituído pelas terras baixas, onde são produzidos os corpos dos Kaingang-pé (homens legítimos) ou dos Kaingang *jugjug* de hoje.

Os estudos também evidenciam que o tempo/espaço antigo (*wāxi*) continua sendo produzido até os dias atuais, nos remanescentes das matas que não foram destruídos e nas corredeiras dos rios onde continuam armando, todos os invernos, os seus *pari*. Continuam acampando em seus *wāre*, pais e avós levando filhos e netos para os rituais de construção do corpo, passando remédios em suas “juntas” para se tornarem adultos valentes. Têm continuidade também as formas de organização social entre os grupos de parentesco para as diferentes atividades realizadas nas terras baixas. Longe dos olhos dos administradores brancos, ocultados nas matas e vales dos rios que nunca foram alvo de interesse da exploração indigenista, os Kaingang continuam a viver o tempo/espaço do *wāxi*.

Os dados etnográficos coletados confirmam que quando se dirigem para as terras baixas o presente se encontra com o passado e os valores tradicionais são recriados permanentemente. Mais ainda, como já foi dito antes, o tempo antigo está mais para o mito do que para a história, no sentido de que o tempo *wāxi* não é apenas o tempo histórico. O *wāxi*, para os Kaingang, vai muito

além, até onde a memória dos vivos não alcança. Nesse sentido é que o *wāxi* é interpretado como estando conectado ao tempo mitológico. Em outras palavras, quando vivem nas terras baixas são acionadas as estruturas antropológicas do imaginário, que estão fundadas, simultaneamente, nas experiências mítica e histórica. Portanto, mito e história não são dicotômicos, mas se interpenetram.

### Diversidade do Meio Ambiente e Produção Social do Território Kaingang

Na cosmologia kaingang, os universos natural, social e sobrenatural interagem reciprocamente. Homens, animais, vegetais e espíritos estão unidos, simbolicamente, nos mitos e ritos, e mesmo nas ações mais corriqueiras do cotidiano.

Os Kaingang distinguem, no seu território, espaços naturais distintos, que estão resumidos na tabela 1.

**Tabela 1.** Classificação kaingang dos espaços naturais. (\* Não se trata de mata virgem; \*\* apenas vegetação rasteira)

<i>Egohó</i>	capoeira
<i>Eratemã</i>	morro
<i>Goio</i>	rio
<i>Goio djuro tã</i>	nascente, cabeceira do rio
<i>Goio fyr</i>	margem do rio
<i>Kei endê</i>	perau
<i>Krín</i>	alto, planalto
<i>Krín krier</i>	chapada, platô
<i>Krín pruru</i>	serra que tem “limpo em cima”*
<i>Krín; Rã</i>	serra
<i>Nen</i>	mata
<i>Paró</i>	parede de pedra
<i>Rê</i>	campo
<i>Rê enatemã</i>	lugar despencado, penhasco
<i>Wāi xí</i>	capoeira pequena
<i>Wāin</i>	capão de mato
<i>Wāin bang</i>	mata grande**
<i>Wéin kiunyá</i>	foz, barra do rio
<i>Wó</i>	corredeira
<i>Xá</i>	cachoeira

Os rios podem ser *goio báng* (grandes) ou *goio xín* (pequenos), *goio mág* (largos) ou *goio tãgryj* (estreitos); podem ser *korég* (ruim, podre) ou *hã* (bom, saudável). O território kaingang é codificado, classificado e conhecido nas suas especificidades. Pode-se dizer que os Kaingang da bacia do Tibagi conhecem e exploram significativamente todos os espaços e seus elementos constituintes.

### Os Guardiões da Natureza e do Homem: o Mundo Sobrenatural

Sendo os conceitos de natureza e sociedade produzidos culturalmente, as relações que os Kaingang estabelecem com a natureza e entre si só têm sentido quando se conhece os sistemas de representação das relações

de interdependência existentes entre os elementos. Na concepção kaingang, cada ambiente é habitado por seres naturais e sobrenaturais; as matas contêm animais, vegetais e seres sobrenaturais. Portanto, ao mundo visível corresponde um mundo invisível, que é necessário reconstituir. A mata tem um espírito-guardião ou “dono”, que é o *nen tãn*. O rio tem o seu *goio tãn*; a serra, *krín tãn* — e assim por diante. Sendo a natureza múltipla, também são múltiplos os espíritos (donos).

Há espíritos ruins e espíritos bons. As pessoas devem evitar visitar lugares onde vivem espíritos ruins (*korég*), pois eles podem ser perigosos e prejudicá-las espiritual e mesmo fisicamente. Além dos donos (*tãn*), há um ser maléfico que os Kaingang denominam *dét korég* e que eles glosam como o diabo. Nimuendajú (1993) também coletou informações entre os Kaingang do Paraná a respeito dessa entidade. Assim, os jaguares “têm o seu dono no mato *migtán* (...). É um ente daqueles invisíveis e imortais que só os rezadores e sonhadores enxergam e visitam nos seus sonhos”. Há também *migtánfí*, filha de *migtán*, e os bichos medrosos também têm seu dono, como o *oiôro-tán* (*oiôro* = anta; *tám* = dono). “Como ele é muito feio e preto chamam-no também de *ndedkorégn* (*nded* = coisa; *korégn* = feia)” (Nimuendajú, 1993:73).

Mas há natureza boa, como, por exemplo, uma determinada mina d’água que é *goio hã* (água boa) e tem propriedades curativas. Dessa forma, na concepção kaingang a natureza não é inerte ou neutra. Ao contrário, é viva e atuante.

Não apenas os elementos da natureza possuem espíritos. Os seres humanos têm um espírito animal, que é seu *iangrê*. Nem todos sabem qual é o seu *iangrê*, mas aquele que sabe e se dedica a ele pode se tornar um *kuiã* (curador). Os *iangrê* também podem ser bons ou ruins, ou seja, podem fazer o bem ou o mal. Nesse sentido, a natureza humana possui uma essência animal que define e individualiza seu comportamento. O sapo (*pepó*) é representado como mensageiro do espírito maligno. Ninguém tem como *iangrê* o sapo ou a cobra.

De acordo com os sistemas de representação, suas conexões e implicações, torna-se compreensível que a exploração que realizam das matas, dos rios e dos recursos de que necessitam para sua subsistência, medicina e matéria-prima siga uma lógica própria, determinada pela cultura kaingang e seus princípios subjacentes.

Outro aspecto importante na cultura kaingang é a utilização dos astros como referência para a contagem do tempo e para a realização de uma série de atividades. O mês é contado pelas fases da lua, de modo que *kixá* (lua) equivale a um mês. Muitas atividades rituais também devem obedecer a um “horário”: antes do nascer do sol, à noite, de madrugada, quando surgir a “estrela da manhã” ou a “estrela da tarde” (planeta Vênus) (*krín bang*). Um eclipse do sol ou da lua, ou o aparecimento de um cometa, são interpretados como “avisos”, geral-

mente relacionados a acontecimentos ruins. Quando o cometa Hale Bopp esteve no horizonte, em 1997, uma anciã da AI Apucarana comentou que muitas coisas ruins aconteceriam, e lembrava que a morte de um homem kaingang — tinha sido assassinado e jogado no lago do Parque Municipal Arthur Thomas, na cidade de Londrina — já era uma das conseqüências da passagem do cometa.

### Lógica das Relações entre os Homens, Lógica das Relações com a Natureza

Como visto, a sociedade kaingang se divide em duas metades, Kamé e Kairu, exogâmicas (homens Kairu se casam com mulheres Kamé e vice-versa) e patrilineares (os filhos pertencem à metade paterna). Segundo o mito de origem do mundo e da sociedade humana, Kamé e Kairu são ancestrais das respectivas metades. Os mitos ainda sugerem que esses ancestrais criaram as plantas e os animais (Nimuendajú, 1993; Veiga, 1994).

A sociedade kaingang estabelece uma oposição de complementaridade e reciprocidade entre os Kamé e os Kairu: trocam entre si mulheres, serviços cerimoniais (cuidados com os mortos e com os espíritos dos mortos da metade oposta), animais de caça e, eventualmente, nomes próprios (Veiga, 1994). A classificação das plantas e dos animais entre as categorias Kamé e Kairu estende para o mundo natural os códigos que regem a vida social, como se verá a seguir.

Nimuendajú (1993) já tinha observado que a troca entre os homens kaingang se dá entre cunhados, e não entre irmãos. O casamento funda uma aliança entre os homens que são de metades opostas. Além da troca de mulheres e de serviços fúnebres entre metades, o autor observou que a regra também se estende para a caça. Os “animais que pertencem à metade Kamé devem ser cevados pelos Kairu porque percebem o cheiro dos que são da sua metade, e não se aproximam da ceva” (Veiga, 1994:12).

A pesquisa realizada entre os Kaingang da bacia do Tibagi revela que o caçador deve seguir alguns procedimentos que podem ser chamados de rituais, já que são ações que visam disfarçar o cheiro humano, isto é, trata-se de uma prática ritual que busca o seu retorno à natureza. O caçador deve passar terra e mato em seu corpo, para ficar com cheiro (*gêre*) desses elementos. O cheiro tem um lugar proeminente na cultura kaingang. Os elementos da natureza têm cheiros específicos e por eles podem ser identificados. Os homens têm cheiro humano, e por isso a necessidade de disfarçá-lo esfregando mato e terra no corpo. Alguns animais podem ser identificados pelo cheiro, como o cateto e a queixada; outros, não são tão susceptíveis ao olfato humano, como a paca e o tatu. Os Kaingang classificam os cheiros como *gêre hã* (cheiro bom), *gêre korég* (cheiro ruim), *gêre gû* (cheiro forte) e *gêre kayá* (cheiro azedo, acre).

Podem também nomear cheiros específicos: cheiro de flor, de jabuticaba, de anta, etc.

Na pesca também se procede de forma a não espantar os peixes: o pescador deve procurar “ocultar” seu cheiro molhando a roupa ou esfregando coisas do mato no corpo. Dessa forma, entendem que pessoas que usam perfume industrial não devem ir à pesca, porque vão espantar os peixes.

Sendo os Kaingang tradicionalmente coletores, pescadores e caçadores, as relações que estabelecem com o meio ambiente implicam o treinamento do olfato como meio de percepção do mundo. Na verdade, os relatos históricos sobre os Kaingang afirmam, invariavelmente, sua extraordinária acuidade de olfato, audição e visão. Mabilde (1983:22), por exemplo, que conviveu durante dois anos com os índios do cacique Braga, no Rio Grande do Sul, escreveu que

“Os coroados [nome pelo qual eram conhecidos, àquela época, os Kaingang] têm os órgãos visuais de uma agudeza extraordinária e os órgãos auditivos e o olfato os mais sensíveis.

“Como os demais selvagens do Brasil, os coroados enxergam a uma distância extraordinária. Onde a vista de um civilizado não atinge sem o auxílio de um bom óculo de alcance, eles reconhecem e diferenciam objetos, às vezes, bem pequenos. (...) Qualquer cheiro estranho que se encontra nas matas, os coroados percebem imediatamente. Assim, passando na mata uma pessoa fumando um cigarro, o indígena, passando pelo mesmo lugar, mais de duas horas depois, ainda o percebe. Pelo cheiro do tabaco seguem os passos, na direção da pessoa que fumava. Acostumados, igualmente, a queimarem uma só espécie de lenha, geralmente aroeira — corneíba, em tupínico (*Schinus molle*) —, logo que gente estranha acende fogo no mato, ainda que a grande distância (mais de duas léguas), pelo cheiro reconhecem se o fogo é feito pelos coroados da sua tribo ou por gente estranha. Esta não tem o cuidado — aliás, por ignorar aquela circunstância — de queimar lenha de aroeira.”

Convém falar aqui dos indivíduos *péin* — uma categoria social —, que são as pessoas que podem mexer nos mortos. Sua pintura é distinta da dos demais e sua condição está diretamente relacionada com o nome que recebem. Veiga (1994) desenvolveu um estudo detalhado sobre nomes kaingang e apontou a existência de estoques de nomes para cada metade. Há, também, nomes que são próprios da categoria *péin*. Nesta pesquisa foram levantados dados complementares a respeito de nomes: *Gá* significa terra e, por isso, todos os nomes *péin* são derivados da palavra *Gá* — e significa que “podem pegar terra”. Portanto, pelo nome pode-se identificar a qual metade ou categoria pertence um indivíduo

kaingang e se ele é ou não um *péin*. Um Kaingang da AI Barão de Antonina tem uma filha cujo nome está relacionado com terra e, assim, através do nome, “a filha já nasceu curada”. Outro índio, da AI Apucarana, disse que sua mulher é *péin* porque seu nome começa com *Ga* (Garí), confirmando a informação anterior. Todas essas informações apontam na direção de noções ligadas à corporalidade (fabricação do corpo) e construção da pessoa como elementos básicos na cultura kaingang.

Os dados empíricos apontam para o fato de que, na cultura kaingang, a nomeação é constitutiva da pessoa que a herda, pois, como afirma Veiga (1994:128), os Kaingang “acreditam que o ser humano é formado do organismo e de espírito, sendo este último relacionado ao nome. Idealmente a constituição física e o nome (espírito/caráter) devem coincidir”. E isso porque “o nome kaingang (*jiji*) é uma identidade social e cerimonial”, e com ele “o indivíduo recebe os papéis sociais e/ou cerimoniais”.

### A PESCA DE *PARI*

Os Kaingang têm uma longa tradição nas artes da pesca. As experiências de contato implicaram o abandono de algumas técnicas, como é o caso do uso do arco e flecha. Outras foram adotadas, como as pescas de anzol e tarrafa. Mas é a pesca de *pari* que evidencia sua longa tradição pesqueira e, portanto, a continuidade sociocultural que está intimamente relacionada com sua identidade étnica.

#### Aspectos Tecnológicos e Ecológicos do *Pari*

O *pari* (figs. 2-6) é uma armadilha constituída parcialmente de uma barragem de pedras, formando duas paredes que afunilam as águas de uma corredeira; na abertura estreitada pela barragem coloca-se uma esteira de taquara ou criciúma, estribada por armação de madeira, que vai se elevando para cima do nível da água (figs. 5 e 6); na ponta externa amarra-se uma esteira, configurando um todo com a barragem de pedra. A denominação advém do cesto de criciúma, que é o *pari* propriamente dito.

A lógica da técnica do *pari* está em direcionar as águas para dentro da barragem, de modo a formar uma forte correnteza, suficiente para que os peixes que caiam nela não possam mais retornar e necessariamente acabem dentro do *pari*, onde são coletados.

As visitas feitas a alguns *pari* dos rios Tibagi, Tigre, Apucarana e Apucarantina revelam que os Kaingang pescam intensamente nos meses de inverno e que a preservação dessa técnica implicou também a preservação de uma organização social baseada nos grupos de reciprocidade própria dos Kaingang.

Nota-se o aproveitamento máximo do ambiente natural para a otimização da pesca: formações rochosas



**Figura 2.** *Pari* com duas paredes de pedra (rio Apucarana - AI Apucarana). (Foto: K. Tommasino)



**Figura 3.** Aproveitamento da margem do rio como uma das paredes do *Pari* (rio Apucarana - AI Apucarana). (Foto: K. Tommasino)



**Figura 4.** *Pari* de grande porte (rio Apucarana - AI Apucarana). (Foto: K. Tommasino)



**Figura 5.** Vista do cesto, que é feito de taquara criciúma, e que é o *pari* propriamente dito. (Foto: K. Tommasino)



**Figura 6.** Outro modelo de *pari*. (Foto: K. Tommasino)

naturais que podem compor as paredes da barragem, total ou parcialmente; uma das paredes pode ser uma das margens (fig. 3); uma mesma parede pode servir a dois *pari*. No rio Apucarana, nas corredeiras mais largas existem até quatro *pari*, evidenciando um aproveitamento máximo das potencialidades de cada local.

Mas há trechos em que a força das águas modificou tanto o local do *pari* que este teve que ser refeito em outro ponto, como verificado, por exemplo, no rio Tigre. Segundo os informantes indígenas, um *pari* armado numa de suas corredeiras, antigamente era armado mais acima, e a mudança foi devida a uma cheia tão grande que alterou a estrutura do local, levando-os a escolher outro trecho, cerca de 20 ou 30 m mais abaixo.

Relatos de índios mais velhos dão conta de que a piscosidade atual é muito menor que nos tempos

passados. Por isso, dizem, os *pari* eram maiores e fechados na parte superior, como aparece na ilustração feita por Ambrosetti (1895:339). Era comum cair tanto peixe que podia “estourar” o *pari*. Os *pari* podem ser grandes ou pequenos, e essa variação está relacionada ao tamanho dos peixes existentes. Dessa forma, os *pari* do rio Tibagi são sempre grandes, para comportar peixes como o jaú, o pintado e outros. Os do rio Tigre são menores, pois seus peixes têm cerca de 15 kg, em média.

Essa observação preliminar do *pari* evidencia um conhecimento acumulado dos Kaingang sobre o ambiente e suas especificidades, assim como a elaboração de um sistema social que permite uma utilização racional dos recursos naturais que o meio oferece. A técnica do *pari* retrata de forma clara a mobilização dos recursos sociais (grupos de reciprocidade) e naturais do ambiente

(rochas, vegetais, animais), todos convergindo para a obtenção de um recurso alimentar ainda abundante.

Os Kaingang da bacia do Tibagi pescam com *pari* nos meses de abril a julho. São quatro meses de pesca, mas, dependendo das condições climáticas do ano, podem continuar essa atividade nos meses seguintes.

### Aspectos da Organização Social e Cooperação na Pesca

Para fazer um *pari* é preciso, segundo informou um Kaingang, cerca de quatro homens *reforçados*. Nesse grupo há sempre um homem mais velho, que orienta e ensina aos mais jovens a técnica de construção da armadilha. Uma vez armado o *pari*, o grupo acampa num *wãre* que fazem na margem do rio. Geralmente é o homem mais velho quem fica *tomando conta* ou, às vezes, um grupo de parentesco completo: filhos, genros, netos. De manhã vão ver o resultado do trabalho. Se a pesca é abundante, faz-se a repartição com todos os que ajudaram na construção do *pari*. Ki Kuígn lembra que, há 20 anos, pescava até 500 kg de peixe, de todos os tamanhos. Mais antigamente ainda, era tanto que puxavam no cargueiro, um tipo de embarcação muito utilizada pelos brancos e índios da região desde a metade do século XIX. Ele lembra que nas sextas-feiras santas pescavam nos *pari*. No dia, “não vencia pegar peixe”, tal era a piscosidade dos rios no passado. “Para vencer tanto peixe, tinha de ter muita gente”. Salgavam e secavam o que não podiam consumir. Faziam uma *tarimba* (jirau) para assar os peixes — que eram o principal alimento do acampamento —, que comiam com *piché* (farinha de milho), que sempre levavam.

Hoje o número de pessoas por *pari* é bem menor: geralmente vão uma ou duas famílias nucleares, formadas por irmãos ou cunhados. A quantidade de peixes diminuiu e o tempo de permanência também. Agora ficam nos *pari* uma ou duas semanas, enquanto os relatos antigos falam em meses. E já não são todas as famílias que pescam nos *pari*. A maioria dos jovens prefere usar tarrafa, que considera “menos trabalhoso”. Nos últimos anos, percebe-se uma dinâmica social no sentido de resgatar essa técnica através de uma política indígena mais ampla, que envolve a luta pela garantia da terra e mesmo pela recuperação de partes expropriadas ou invadidas.

### Propriedade e Uso do *Pari*

Cada *pari* tem seu *dono*, como dizem, isto é, todos os *pari* têm um proprietário, que assim se considera e é reconhecido como tal. Por isso, uma corredeira com *pari* pode ser conhecida pelo nome de seu dono — diz-se a corredeira ou o *pari* de “fulano de tal”. Esse proprietário recebe ajuda de seus parentes tanto na construção como na reconstrução que anualmente o *pari* implica.

E isso por razões ecológicas: a cada ano, as cheias dos rios levam a esteira ou a destroem. As pedras também são deslocadas pela força das cheias, que acaba por espalhá-las rio abaixo, de modo que é preciso refazer o *pari* anualmente. As pessoas que ajudam na sua reconstrução recebem parte do produto pescado e também autorização para pescar. Há casos em que alguém pede para usar um *pari* de outro que não seja seu parente e, se o *dono* concordar, é praxe que este receba parte da produção.

Quando o dono morre, os filhos podem herdar o *pari*. Nem sempre há uma definição de quem vai herdar, mas é certo que aquele filho ou parente que mais esteve perto do dono e que sabe cuidar do *pari*, tem preferência. Segundo as informações colhidas, muitas vezes os filhos acham trabalhoso manter o *pari*, e acabam adotando o uso alternativo da tarrafa para a obtenção do peixe. Ainda, um *pari* pode ficar abandonado algum tempo, quando o *dono* morre ou fica muito velho e não tem mais condições de se deslocar para o local. Mas mesmo quando o dono está muito velho, o *pari* continua sendo seu, e o usual é que seja emprestado para outros. Não há nada explicitado em termos de pagamento, mas é *costume* que ele receba uma parte da produção. Foram visitados vários *pari* antigos, completamente destruídos pelas cheias sucessivas, que, no entanto, continuam sendo reconhecidos como sendo de uma determinada pessoa, o que mostra que a propriedade é vitalícia.

É possível reconstituir algumas gerações e ver que todos se lembram que o *pari* tinha pertencido ao avô e que este deve ter herdado também de seus ancestrais, mas a antigüidade é maior que a lembrança dos mais velhos.

### Distribuição e Consumo dos Peixes

Apesar de o *pari* ter um dono que é reconhecido socialmente, através dos laços entre os parentes que formam a sua rede de sociabilidade e reciprocidade, tanto o uso quanto a produção e distribuição dos peixes acabam por mostrar que a dinâmica da estrutura social que estabelece regras de obrigações mútuas acarreta a apropriação coletiva dos resultados da pesca. Se por um lado há esse reconhecimento e respeito à propriedade do *pari*, de outro percebe-se que, no momento em que o peixe é distribuído, há uma espécie de diluição da propriedade da produção. Na construção do *pari* e na atividade da pesca há uma clara definição da posse e dos direitos de uso, estabelecendo-se quem pode pescar. O trabalho de reparação da barragem de pedras e do cesto (*pari*) impõe a cooperação de várias pessoas, o que, por sua vez, cria a obrigação de distribuição do produto. A distribuição da pesca também segue regras definidas: o dono tem direito sobre parte da produção, e os que ajudaram em diferentes momentos (reconstrução, coleta, transporte) recebem sua parte — o que caracteriza uma *reciprocidade equili-*

*brada*, ou seja, “implica uma troca direta e explícita que é (idealmente) satisfatória para ambas as partes, em termos de bens e atos” (Service, 1971:28). Isso, em termos de peixe *in natura*. Uma vez transportado para as suas casas, a distribuição do peixe ainda obedece ao universo das regras kaingang. Se há muito peixe, distribui-se entre os grupos de parentes e afins. Depois de preparado — em forma de sopa, frito ou assado — a distribuição toma o sentido da generosidade: tanto comem os da casa como as visitas. É grande a satisfação de um Kaingang quando pode oferecer às suas visitas algum tipo de alimento e, se for muito apreciado, como é o caso do peixe, maior será o prazer. Dessa forma, o alimento percorre um trajeto que vai de um mundo bem regrado — da reciprocidade restrita entre parentes — até a socialização generalizada no momento do consumo. Como os índios lembraram, “todos aqui [na aldeia] são parentes”, com isso significando que todos acabam tendo acesso aos alimentos, caracterizando uma *reciprocidade generalizada*, que, segundo Service (1971:28), “é uma forma de troca baseada na suposição de que as retribuições se equilibrarão a longo prazo. Tão sólida é essa expectativa que, quando alguma coisa é dada ou feita a outrem, a questão da retribuição não é especificada — habitualmente, nem mesmo sugerida”.

### Ecologia da Pesca

Os meses em que a pesca dá melhores resultados são os de abril a julho. Em agosto começa a esquentar e “já não dá tanto peixe”. Portanto, são quatro meses em que se pesca nos *pari* do rio Tibagi e de seus afluentes. Os peixes sobem os rios no verão e, no inverno, descem para o Tibagi, em busca de águas mais quentes. Na descida dos rios é que a pesca é favorável, e coincide com os meses em que os rios estão baixos (meses mais secos). Depois os rios enchem novamente e as corredeiras desaparecem, impedindo a pesca nos *pari*, que ficam submersos, coincidindo com o momento em que os peixes estarão subindo os rios. Essas observações apontam para uma apropriação menos predatória da natureza, pois *quando os peixes sobem os rios para a desova, as atividades do pari são suspensas*.

No rio Tibagi há duas corredeiras entre os afluentes Tigre e Água Branca (AI Barão de Antonina) nas quais são armados *pari*, sendo que em uma delas há quatro dessas armadilhas, dentro da lógica de aproveitamento do potencial da corredeira. Na AI Apucarana o Tibagi também tem pelo menos quatro *pari*, segundo informou o cacique local.

No rio Tigre foram visitadas oito armadilhas, mas os informantes afirmaram existir mais, rio acima; no rio Água Branca existem três, todas localizadas na AI Barão de Antonina.

O rio Apucarana é o que comporta o maior número de *pari*. Nas viagens de campo, foram localizados 13,

mas existem mais 25, rio acima. No rio Apucarantina encontramos cinco *pari* nas corredeiras abaixo da barragem. Abaixo das casas de máquinas da Companhia Paranaense de Energia Elétrica (Copel) há mais ou menos dez, sendo quatro na barra.

Fora das terras das atuais AIs existem vários rios onde os Kaingang faziam os seus *pari*. Uma família da AI Barão de Antonina, há dois anos ainda pescava em dois deles no rio Passo Liso, próximo à reserva. Segundo um informante, se quiserem podem voltar a utilizá-los, porque eram de seu pai. Em fevereiro de 1996 foram pesquisados o rio Taquara e o ribeirão dos Apertados, conhecendo-se os locais de dois *pari* que foram ativos até 1966 — segundo informantes brancos da localidade, o *pari* do rio Taquara pertencia ao índio Paulino, e o *pari* do ribeirão dos Apertados era do índio Feliciano, ambos falecidos. Os índios informaram que havia um outro *pari* no rio Taquara, pertencente ao índio Antonio Pedro Juvêncio. Como era parte das terras kaingang, havia uma aldeia nas proximidades, e algumas famílias continuaram morando lá depois da expropriação que os índios sofreram em 1949 (Tommasino, 1995). Além da família de Paulino, no local morava a família de Henrique, também Kaingang. Os informantes lembraram que “dava peixe grande no rio Taquara, como o pintado”. Apesar de alguns falarem que havia dois *pari* nesse rio, outro informante, o índio João Virgílio, disse que havia muitos *pari*. Faziam *pari* também no rio Preto. Mais ao sul, pescavam nos rios Bom e Araruna, na região de Marilândia do Sul.

Angelino Mendes, um Kaingang de 76 anos, lembrava-se que seus pais diziam que pescavam no ribeirão Três Bocas. As armadilhas de pesca eram ativas quando as terras de Paiquerê (distrito de Londrina), Moreira e Ribeirão Claro eram dos índios. O registro deixado por frei Timotheo, que foi visitar os Kaingang que estavam *pescando com pari* no ribeirão Três Bocas no dia 24 de julho de 1859 (*apud* Cavaso, 1980:260), comprova tanto a antiguidade do *pari* quanto o fato de o ribeirão Três Bocas ser território kaingang (para informações históricas sobre a pesca de *pari*, ver Mota *et al.*, 1996).

Há, ainda, um local denominado Parizinho, no rio São Jerônimo, onde os “Coroados bravos”, último grupo dessa etnia a ser conquistado em 1930 (Tommasino, 1995), da região do Laranjinha, vinham pescar todo ano.

Sintetizando os dados acima, foram levantadas informações sobre 16 *pari* na AI Barão de Antonina e sobre 57 na AI Apucarana, tendo sido computados os que existiam fora das áreas. Desse total, foram visitados 37. Na tabela 2 estão relacionados os peixes do rio Tibagi e de seus afluentes citados pelos informantes indígenas.

### Na Pesca, a Matemática da Reciprocidade

A questão da matemática da divisão da pesca foi revelada pela descrição do cálculo usado na hora de



**Tabela 2.** Peixes da bacia do Tibagi levantados junto aos informantes indígenas. (\* Os nomes kaingang foram identificados pelos informantes indígenas a partir das ilustrações de peixes da bacia do rio Tibagi realizadas pelo icitiólogo Oscar A. Shibatta, do Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina. Shibatta apresenta o nome comum e o científico.)

Nome kaingang	Nome comum	Nome científico*
<i>Dôpú</i>	perna-de-moça	<i>Leporellus pictus</i>
<i>Kanko fuére</i>	lambari	<i>Astyanax altiparanae</i>
<i>Kankrô fuére rére</i>	armau; mandi	<i>Rhinodoras dorbignyi</i>
<i>Kifé</i>	tuvira	<i>Gymnotus carapo</i>
<i>Kren ku fér; pirá</i>	peixe (classificação genérica)	-
<i>Krén kunhê</i>	traíra	<i>Hoplias malabaricus</i>
<i>Krepêre kuxô</i>	pacu	<i>Myleus tiete</i>
<i>Krín pondó</i>	xamburê	<i>Schizodon nasutus</i>
<i>Krô</i>	traíra	<i>Hoplias malabaricus</i>
<i>Kyuó</i>	camboja	<i>Hoplosternum littorale</i>
<i>Pânt fôro</i>	jacundá	<i>Crenichla</i> spp.
<i>Pirá fuére iara</i>	acará; cará	<i>Geophagus brasiliensis</i>
<i>Pirá gu xum; ryn bang</i>	pintado	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>
<i>Pirá kukamé</i>	curimba	<i>Prochilodus lineatus</i>
<i>Pirãhã; krí-téie</i>	pirambeba	<i>Serrasalmus spilopleura</i>
<i>Pirambé; pirãhã</i>	tabarana	<i>Salminus hilarii</i>
<i>Piran-pé; piraniú</i>	dourado	<i>Salminus maxillosus</i>
<i>Ryn</i>	bagre	<i>Rhamdia quelen</i>
<i>Ryn bang</i>	surubim	<i>Steindachmeridion scripta</i>
<i>Tú téie</i>	barbado	<i>Pinirampus pirinampu</i>
<i>Wót</i>	casculo	<i>Hypostomus</i> spp.
<i>Xã</i>	piaucú; piau	<i>Leporinus friderici</i>
<i>Xêm; kankrô tágtohó</i>	piava	<i>Schizodon intermedius</i>

dividir o produto pescado. Como é óbvio, os peixes variam em tamanho, em qualidade e, inclusive, os Kaingang seguem tabus de consumo por grupos de idade. O seguinte depoimento de um índio explicita como se dava a divisão e a distribuição dos peixes.

“Eles não tinham negligência nenhuma um com o outro, e até hoje, no caso dos índios puros mesmo, fazem questão de dividir certo, em tudo: quando um índio vai dividir uma roça com outro, a mesma parte que ele tem, o outro vai ter também. O índio não logra nada, ele faz questão de favorecer o outro. No caso, é três grandes pra você, três grandes pra mim; um grande e um médio pra você, um grande e um médio pra mim, ou, ainda, dez pra você, dez pra mim. (...) Agora, isso se você for dividir com índio puro. (...) Isso é o que eu digo: o índio puro divide, já o mestiço estragou o índio. (...) Já não divide. Agora é uma negligência que só vendo.”

Como se percebe no depoimento, vêm ocorrendo mudanças como consequência do contato com a sociedade nacional. Mas fica claro, também, que permanece como horizonte de referência o sistema tradicional indígena, ou seja, a *reciprocidade equilibrada*, e as atitudes introduzidas pelos “mestiços” são interpretadas como negativas e configuram um outro modelo de referência, a *reciprocidade negativa* — ou “a tentativa de conseguir alguma coisa sem dar nada em troca: as transações são abertas e conduzidas em direção a claras

vantagens utilitárias. (...) Os participantes, em todos os momentos, confrontam-se não só com interesses distintos, mas opostos, cada um procurando maximizar sua posição a expensas do outro” (Sahlins, 1974:30-131) —, tomada como destrutiva daquela.

## A CAÇA E O LUGAR DO REINO ANIMAL

É importante ressaltar que a caça nas AIs visitadas ocupa um lugar secundário na economia de subsistência kaingang. Apesar disso, não se pode concluir pela desimportância dessa atividade. Ao contrário, assim como a pesca e a coleta que ainda fazem, a caça possibilitou a persistência de atividades que permitiram a continuidade do etnoconhecimento kaingang, de sistemas de representação e das próprias atividades enquanto preservação de um modo próprio de se situar no mundo e com ele relacionar-se. Além de caçar, os Kaingang conhecem profundamente o reino animal e com ele interagem de forma permanente. Conhecem os locais de barreiro e os animais que vêm, instintivamente, lambari e o sal contido na terra nesse local. Aí ou no caminho, aproveitam para colocar vários tipos de armadilha: fazem um buraco no chão e põem tarimba coberta com terra, onde caem os animais. Fazem vários tipos de mundéus e, ainda, lançam os pombos de asa branca, que também freqüentam os barreiros.

Os principais mamíferos que os Kaingang ainda caçam na bacia do Tibagi são *fênein* (tatu), *kambé* (veado), *kixón* (cotia), *kokamé* (paca), *krendeng* (capi-

vara), *xê* (quati), *okxá* (cateto), *oyoro* (anta) e *kreng* (queixada) — os dois últimos, já extintos nas AIs.

Os animais nativos não-comestíveis são *cayere* (macaco — antigamente comiam esse animal, hoje não mais), *grun* (jaguatirica) e *ming xí* (onça-pintada, jaguatirica).

A maior parte dos pássaros também é caçada, porque em geral os pássaros são comestíveis. Na tabela 3 estão relacionados os nomes lembrados pelos informantes.

Os bichos e as aves costumam freqüentar as roças e os pomares abandonados, que funcionam como ceva. Também caçam nas capoeiras (*egohó*) e no mato (*nen; véin*), porque cada zona tem seus habitantes próprios. Tucanos e baitacas, por exemplo, comem uma frutinha chamada *kó kun* e, por isso, o caçador pode armar seu mundéu embaixo da árvore que a produz.

Assim como os Guarani elaboraram a categoria social *panema*, os Kaingang também afirmam que há uma categoria social, *véingnú détun* (que não vê nada), que não pode caçar ou pescar porque estraga essas atividades — “ele vai caçar mas não vai encontrar nada”. Se um grupo sair para caçar e levar um “*véingnú détun*”, este vai prejudicar todos na caça”.

Foram encontrados nas matas vários pomares abandonados que continuam a produzir e que são utilizados pelos índios como ceva, onde os pássaros podem ser caçados. Mas as frutíferas nativas também são conhecidas e utilizadas como tal.

### A IMPORTÂNCIA DA COLETA

Várias pesquisas realizadas entre os Kaingang evidenciam a importância dos produtos da coleta. Pesquisas realizadas na AI Apucarana por Oliveira, M. (1989;

1996), sobre o artesanato mercantil de taquara, apontam para o incremento dessa atividade (fig. 7) e, conseqüentemente, a importância dessa matéria-prima, que tem múltiplas finalidades. Os Kaingang coletam, também, matéria-prima para seus ranchos tradicionais — troncos para as paredes e cobertura dos tetos, e cipós de amarração —, que ainda fazem nas aldeias e nos *wãre* (fig. 8).

Algumas pesquisas sobre plantas utilizadas para fins medicinais (Marquesini; 1995; Haverroth, 1997) e também um estudo de Oliveira, M.C. (1996), sobre medicina e cura kaingang na AI Xapecó, puderam revelar o conhecimento etnobotânico kaingang e o quanto ainda o utilizam para resolver diferentes problemas.

Marquesini (1995) levantou 251 plantas indicadas como medicinais pelos Kaingang e, somando as indicadas pelos Guarani, a lista atingiu 349 apenas na região norteparanaense.

Nas viagens de campo, os guias indígenas mostraram dezenas de plantas silvestres existentes nos campos e nas matas, e suas diferentes utilidades. Também foram encontradas várias roças antigas e pomares “abandonados”, onde convivem plantas nativas e introduzidas, que continuam sendo utilizados como fonte de alimento humano e de animais silvestres e como ceva de animais de caça. Foi possível perceber que as matas e capoeiras que margeiam o rio Tibagi e seus afluentes pertencem a um ambiente conhecido e explorado há muito tempo pelos Kaingang. Pode-se dizer que cada elemento é conhecido individualmente; era comum mostrarem a jabuticabeira, o pé de canjarana ou aquela planta que usam para uma determinada finalidade (fig. 9). Num trecho de cerca de 8 km, subindo e descendo trilhas que zigzagueiam a margem do Tibagi — saindo da casa do Kaingang Américo Rodrigues, próxima à barra

**Tabela 3.** Algumas aves da bacia do Tibagi lembradas pelos índios.

Nome kaingang	Nome comum
<i>Dé</i>	nambú-guaçu
<i>Grum</i>	tucano (há quatro tipos de tucano: tucaninho, tucano-poca, tucano-preto e tucano-boi — eles se aproximam das casas quando a árvore de santa-bárbara dá frutos.
<i>Hí hí</i>	civí (pássaro migratório que vem do Canadá, no verão, e que se parece com gavião)
<i>Ióg-ió</i>	papagaio (eram comuns no passado, hoje são raros)
<i>Ká ví</i>	tápena (pássaro branco com duas penas no rabo; associado aos albinos; é da família do civí)
<i>Kék tút rô</i>	pomba preta (pouco abundante nas AIs)
<i>Krói-krói</i>	xororó
<i>Kuijong</i>	baitaca
<i>Ni-kó-íj</i>	jacu-velho; jacucaca (semelhante à galinha)
<i>Pén kuí</i>	pomba de asa branca (abundante nas AIs)
<i>Put-put</i>	tovaca
<i>Túk-túk</i>	turuquí (o macho tem as costas azuis e o peito vermelho; a fêmea tem as costas verdes e o peito vermelho, por baixo é amarelo)
<i>Xang-xó</i>	gralha-azul (ainda abundante nas AIs)

do rio Água Branca, até a barra do rio Tigre — foram anotados, pela ordem de localização: pomar antigo de mexeriqueiras e mamoeiros; guabirobeira; ingá; urtiga-brava; pomar abandonado com goiabeira, gaviroveira, mamoeiro, mexeriqueira; amoreira e laranjeira; caeté; quebranteiro; laranjeira-do-mato; mangueira; laranjeira; goiabal; cedro; laranjeira; laranja-lima; barreiro (onde os bichos vêm lamber o sal); peroba; jaboticabeiras; barreiro; canjarana; jaguarandi-miúdo; capote (fruta); cipó-coronha (semente); imbaúba (bonequinho, dedinho); banana-do-brejo; cipó-guaimbé; guiné; criciúma;



**Figura 7.** Cestaria de taquara pronta para ser comercializada no mercado regional (AI Apucarana). (Foto: K. Tommasino)



**Figura 8.** Parede do rancho tradicional kaingang (AI Apucarana). (Foto: K. Tommasino)



**Figura 9.** Kaingang mostra uma canjarana (*fo bang*) e a parte utilizada como remédio para “ferida-brava” (leishmaniose) (AI Barão de Antonina). (Foto: K. Tommasino)

cipó-escada; *wãĩ korég* (flor azulada); canela; *kó kun* (frutinha que baitacas e tucanos comem); amora silvestre; quina; capitu; velano (*kaféa pãn tun*); erva-de-lagarto; taiuvirá (amora-verde, *krédn*); três-cipós.

O acesso aos produtos “do mato”, mesmo quando se trata de roças ou pomares abandonados, “é de todo mundo” — volta a ser natureza sem dono. As fruteiras que estão próximas às casas pertencem a quem plantou, e recebem os cuidados do “dono”.

### Conhecimento das Plantas e suas Utilidades

Em relação ao conhecimento kaingang a respeito das plantas, não se fez distinção entre diferentes utilidades, assim como suas características. Existem plantas que servem para curas rituais e plantas que servem para curar doenças físicas ou machucaduras. E existem aquelas que não têm utilidade prática, mas são conhecidas e nominadas.

Nas matas e campos dos vales dos rios visitados, foram identificadas dezenas de pomares e roças antigos com frutíferas introduzidas, como mamoeiros, goiabeiras, mexeriqueiras, laranjeiras, limoeiros, laranja-lima, amoreiras e mangueiras. Entre um pomar e outro, muitas frutíferas nativas, plantas e árvores, na maioria úteis. Também foram coletadas informações junto a vários informantes, apresentadas em apêndice.

### AS ROÇAS DE COIVARA NAS ENCOSTAS DE MORROS

Resta, ainda, falar das roças de coivara. Algumas trilhas que ligam as aldeias aos rios e às áreas de coleta nas matas podem levar às pequenas roças de subsistência que os Kaingang fazem nas encostas de morros e montanhas pelo sistema de coivara — ou, como eles dizem, roças de toco (fig. 10).

Algumas roças ficam muito distantes da aldeia, de forma que, para se abrigarem do calor, frio ou chuva, os Kaingang constroem *wãre*, onde permanecem durante o dia.



**Figura 10.** Roça de coivara (ou de toco) feita numa clareira da mata (AI Apucarana). (Foto: K. Tommasino)

Essas roças mantêm a tecnologia herdada de seus ancestrais: abrem uma clareira dentro da mata — geralmente uma área de taquaral —, derrubam os troncos maiores, quebram os arbustos menores, queimam quando estão secos e esperam as primeiras chuvas para semear.

Cada família possui seu roçado, que constitui uma das fontes de suprimento alimentar. A maior parte das atividades é de responsabilidade do chefe de família, mas a mulher e os filhos maiores de dez anos são convocados, quando necessário. No caso de roçados maiores ou quando o número de braços é restrito, contam com a ajuda de parentes, configurando o sistema de reciprocidade kaingang. Para algumas tarefas mais árduas, como a limpeza do terreno e a colheita, é acionada a rede de reciprocidade dos parentes e afins. Hoje não é raro encontrar casos de assalariamento interno nas AIs, mas nas roças de coivara os Kaingang seguem os padrões estabelecidos pela sua tradição. Como há circularidade na ajuda, no final do processo a produção se realiza de forma equilibrada.

Nas roças de coivara que se localizam nas encostas dos morros (realizadas em clareiras dentro das matas), percebe-se que as condições existentes no passado estão preservadas: as roças são protegidas do excesso de sol, a umidade do solo é mantida e a biodiversidade que as envolve garante a proteção contra pragas. A rotação das áreas de exploração também garante a perenidade da fertilidade do solo. O mesmo não ocorre com as roças familiares mais próximas à aldeia, localizadas nas terras mais altas e planas e já bastante desgastadas pelo uso constante do solo. Como já colocado, o crescimento da população kaingang é mais um fator que tem obrigado as famílias a explorarem a terra de forma intensiva, e em todas as AIs a escassez de terras para cultivo é crítica. É importante ressaltar que a definição do tamanho das reservas indígenas, em 1945, teve como referência o módulo mínimo do antigo Incra: 100 ha para cada família de cinco pessoas. Na AI Apucarana, em 1948, quando foi feito o cálculo que expropriou mais de dois terços da AI, a população era de 270 pessoas e, hoje, a mesma área abriga mais de mil pessoas. Essa situação se verifica em todas as AIs do Sul do Brasil e explica porque os índios se preocupam tanto com o futuro de suas comunidades.

Os principais produtos plantados pelos Kaingang são batata-doce, variedades de feijão — inclusive feijão indígena —, mandioca, milho e arroz. Plantam o feijão “quando vai chegar a quaresma; passando a semana de cinzas, não dá certo” — e ainda há o feijão-das-águas: plantam em julho, agosto e setembro, sendo que, em setembro, o risco de perda é maior. A mandioca é plantada em janeiro; o milho, de julho a janeiro — há seis meses para plantar qualquer variedade de milho, e os Kaingang plantam milho híbrido, milho kaingang e

pipoca, esta última plantada entre agosto e novembro. O arroz é plantado no final de agosto.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao longo da exposição, foi possível demonstrar que os Kaingang que vivem na bacia do Tibagi construíram um território segundo sua cosmologia, sua organização social e seu simbolismo. Trata-se de um espaço físico culturalmente modificado: cada acidente geográfico, cada elemento constitutivo do meio ambiente é classificado e conhecido. Território, como foi visto, é o espaço onde vivem segundo sua organização social, suas formas de interação com os elementos do mundo natural e, ainda, com os espíritos da natureza. O parentesco não se resume ao mundo dos homens, ao contrário, se estende para os mundos natural e sobrenatural.

Por outro lado, foi visto que o processo produtivo, na pesca de *pari*, na caça, na coleta e na agricultura de coivara implica a existência de um etnoconhecimento dos ecossistemas, de sua biodiversidade e de um patrimônio tecnológico próprio. Ao longo da história recente os Kaingang perderam a maior parte de suas terras de subsistência; muitas tradições perderam-se no tempo, outras se simplificaram, novas foram criadas, mas a lógica social e os princípios estruturantes do pensamento kaingang continuam ativos. Nesse sentido, há uma correspondência direta entre a existência de espaços físicos onde podem viver de acordo com as formas tradicionais de exploração do meio ambiente e a preservação, ainda que parcial, dos ecossistemas. Esses espaços garantiram a continuidade histórica dos Kaingang e de parte de suas tradições tecnológicas, empíricas e simbólicas — ou seja, parte de seu patrimônio ancestral subsiste nas suas relações com os remanescentes das matas dos vales dos rios, as encostas, os rios, as margens e as corredeiras. Essa continuidade histórica da cultura kaingang garante aos índios a estabilidade básica necessária para a criação e recriação de seu tempo-espaço *uri*, isto é, o tempo-espaço atual. Mas o *uri* é também constituído pelo tempo-espaço *wāxi*, tradicional. A vida kaingang na bacia do Tibagi se exerce entre os pólos *uri* e *wāxi*. *Wāxi* é o espaço-tempo antigo, mítico, cósmico. Por isso, viver nas matas, nos rios, nas encostas de morros tem um significado prático e simbólico fundamental para sua estabilidade, porque é onde se constroem como Kaingang “verdadeiros” e “valentes”. Isto quer dizer que o Kaingang moderno contém o tradicional, não apenas no sentido teórico, mas no sentido prático, de tal forma que quando ele se dirige para as matas e rios, ele retorna ao tempo *wāxi* e o (re)vive. Este trajeto espacial de deslocamento contém um sentido temporal de tal forma que se constitui também num eterno retorno ao passado, ao mito e ao cosmos.

**Referências Bibliográficas**

- Ambrosetti, J.B. 1895. Los índios kaingangues de San Pedro (Misiones). Revista del Jardín Zoológico, t. II. Compañía Sul-Americana de Billetes de Banco, Buenos Aires.
- Bigg-Wither, T.P. 1974. Novo caminho no Brasil meridional: a província do Paraná – Três anos em suas florestas e campos – 1872/1875. José Olympio/UFPR, Rio de Janeiro.
- Borba, T. 1908. Actualidade indígena. Typ. e Lith. a Vapor Impresora Paranaense, Curitiba.
- Cavaso, E. da. 1980. Coleção de documentos do frei Emílio da Cavaso OFM cap. sobre a atividade dos capuchinhos no Paraná, Brasil. Boletim do Instituto Histórico, Geográfico e Etnográfico Paranaense, 37:237-284.
- Godelier, M. 1981. Economia e sociedade. In: Godelier: antropologia. E. de A. Carvalho (org.). Ática, São Paulo. pp.47-58. (Col. Grandes Cientistas Sociais)
- Haverroth, M. 1997. Kaingang, um estudo etnobotânico: o uso e classificação das plantas na Área Indígena Xaçecó (oeste de Santa Catarina). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.
- Mabilde, P.F.A.B. 1983. Apontamentos sobre os indígenas selvagens da nação coroados dos matos da província do Rio Grande do Sul. IBRSA/INL, São Paulo.
- Marquesini, N.R. 1995. Plantas usadas pelos índios do Paraná e Santa Catarina, Sul do Brasil. Guarani, kaingang, xokleng, avá-guarani, kraô e kayuá. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- Mota, L.T.; Noelli, F.S. & Silva, F.A. 1996. Pãri: armadilha de pesca utilizada pelos índios kaingang do Sul no Brasil. Universidade e Sociedade, 11(16): 21-25.
- Nimuendajú, C. 1986. Curt Nimuendajú: 104 mitos indígenas nunca publicados. Revista do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional, 21. Fundação Nacional Pró-Memória/SPHAN/Ministério da Cultura, Rio de Janeiro.
- Nimuendajú, C. 1993. Etnografia e indigenismo. Sobre os kaingang, os ofaié-xavante e os índios do Paraná. Ed. da Unicamp, Campinas.
- Oliveira, M.C. de. 1996. Os curadores kaingang e a recreação de suas práticas: estudo de caso na aldeia Xaçecó (oeste de SC). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.
- Oliveira, M. de. 1989. O Kaingang e a produção do artesanato mercantil. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Oliveira, M. de. 1996. Da taquara ao cesto: a arte gráfica kaingang. Monografia de Especialização, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Sahlins, M. 1974. Sociedades tribais. Zahar, Rio de Janeiro.
- Schaden, E. 1956. Vida religiosa e mitologia dos kaingang. A origem do homem. O dilúvio e outros mitos. Panorama. Revista Mensal de Cultura Geral, 5(45):32-36.
- Schaden, E. 1959. A mitologia heróica de tribos indígenas do Brasil. Departamento de Imprensa Nacional, Rio de Janeiro .
- Seeger, A. & Castro, E.V. 1992. Terras e territórios indígenas do Brasil. Civilização Brasileira, Rio de Janeiro. (Encontros com a Civilização Brasileira, 12)
- Service, E. 1971. Os caçadores. Zahar, Rio de Janeiro.
- Tommasino, K. 1995. A história dos Kaingang da bacia do Tibagi: uma sociedade jê meridional em movimento. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Tommasino, K. 1996. Os kaingãng e a construção do tempo atual. B. Cent. Let. Ci. Hum., 31:46-65.
- Tommasino, K. 1997. Os kaingang da bacia do Tibagi e suas relações com as terras baixas. In: II Reunión de Antropología del Mercosur, II (Piriápolis, Uruguai). mimeo
- Tommasino, K.; Cabral Jr., V.A.; Capucci, J.; Rosa, M.C. & Dinhane, M.A. 1998. Identificação das famílias kaingang residentes na cidade de Chapecó (relatório). Funai, Chapecó. (mimeo).
- Veiga, J. 1994. Organização social e cosmovisão kaingang: uma introdução ao parentesco, casamento e nomeação em uma sociedade jê meridional. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

## Apêndice

Etnoconhecimento kaingang (dados preliminares).

Nome kaingang	Nome comum	Conhecimento e/ou utilidade
-	capote	fruta comestível (semelhante à gabioba)
-	cipó-coronha	semente parecida com castanha (usa-se para curar “recaída de mulher”)
-	cipó-guaimbé	com sua fibra são feitos chapéus e corda
-	erva-de-lagarto	usa-se para curar mordida de cobra — masca-se a erva e coloca-se sobre o local da mordida; pode-se engolir a erva mascada (esse procedimento corta o veneno da cobra)
-	guiné	as folhas servem para cortar “mau-olhado”
-	imbaúba, bonequinho, dedinho	fruta comestível
-	ingá	fruta comestível
-	quebranteiro	usa-se para curar criança pequena que está enjoada e chorando muito
-	quina	usa-se para dor de cabeça (em forma de chá)
-	bonequeiro	usa-se para curar hemorróidas
<i>Fág</i>	pinheiro, pinheiro-do-paraná	árvore que produz pinhão, alimento básico na alimentação tradicional; hoje, apenas em Ortigueira há preservação de parte dos pinhais, que continuam importante como fonte alimentar; também aproveitam os corós que vivem nos troncos podres dessas árvores
<i>Fág kãxê</i>	-	usava-se, combinado com <i>venh prág</i> , para tingir taquara na cor vermelha
<i>Fáguinhén</i>	-	usa-se como cicatrizante
<i>Fó bang</i>	canjarana	usa-se para curar “ferida-brava” (leishmaniose): joga-se a casca fora, raspa-se a segunda camada e passa-se o sumo na ferida
<i>Guyguy</i>	picão	usa-se para dar banho em criança que está com coceira no corpo (brotoeja)
<i>Kaféa pãñ tún</i>	velano	usa-se para purificar o sangue (usa-se em forma de chá)
<i>Kafej rororo</i>	tapixingui	para curar aftas em crianças (passa-se o líquido na boca)
<i>Kan tán</i>	canela	serve para deixar uma pessoa mais pacífica; se ela tiver uma natureza ruim, o remédio a deixa mais pacata
<i>Kó</i>	banana-do-brejo	fruta comestível
<i>Kóimbé</i>	jaguarandi-miúdo	usa-se como cicatrizante
<i>Kokrey</i>	ariticum	amora grande e preta, comestível
<i>Kó kun</i>	-	usam quando caçam pássaros (frutinha que baitacas e tucanos comem)
<i>Kón sé</i>	nó-de-pinho	usa-se para “abrir o apetite”: coloca-se o nó-de-pinho de molho na água, que depois será tomada
<i>Koninó tun</i>	-	usa-se para curar diarreia e câimbras de sangue (enterorragia)
<i>Kovejo féj</i>	-	coloca-se os ramos na porta para espantar espíritos; passa-se no corpo e no rosto para não envelhecer; usa-se também quando se está com moleza/preguiça
<i>Kré</i>	criciúma	usa-se para fazer <i>pari</i> , chapéus e cestos ( <i>krénhe</i> ) para transportar peixes
<i>Krét</i>	amora	fruta comestível — pode ser da variedade <i>krét kuprí</i> (amora de cor branca) ou <i>krét sa</i> (amora de cor preta)
<i>Krét-bang</i>	taiuvirá	amora verde, comestível
<i>Kryn mé</i>	fruta-de-anta	usa-se para “viuvinha” (tersol) — amassa-se a ponta da folha e a coloca sobre a “viuvinha”
<i>Kumìn-ô</i>	-	remédio para cura ritual
<i>Kumìn-xí</i>	-	mandioca selvagem, não-comestível: passam nas pernas para espantar cobras

A ecologia dos Kaingang da bacia do rio Tibagi

continuação

<i>Kvó fy</i>	figueira	se passar o leite da figueira no corpo de uma criança, ela fica valente. (hoje não usam mais, porque, como não fazem mais guerra, evitam produzir indivíduos fortes demais)
<i>Mã</i>	jabuticaba	fruta comestível; a casca serve como remédio para cólica de rim e também como ceva de caça
<i>Mbré</i>	-	remédio para cura ritual
<i>Mbró-tán-tún</i>	três-cipós	sua água faz bem para os olhos, feridas e quebra-dura de ossos; quando estão na mata e não encontram água de mina, podem tomá-la para matar a sede
<i>Ojor ján</i>	cipó-escada, alça-de-anta	usa-se para quebra-duras
<i>Pãn mrur kāsir</i>		usa-se para quebra-duras
<i>Penvã</i>	gabi-roba	fruta comestível
<i>Podí</i>	rainha-do-abismo	flor que cresce a partir de tubérculos que nascem nas pedras dos peraus
<i>Pón réie</i>	samambaia	planta ritual; da sua parte chamada <i>prí</i> , no passado faziam “colchão” para dormir no chão (hoje ainda fazem esse “colchão” nos ranchos provisórios que armam na beira dos rios e nos locais de roça de coivara, quando longe da aldeia)
<i>Príká-né-fy</i>	tipo de samambaia	coa-se em um pano para fazer “colírio” para os olhos (a pessoa fica com “bons olhos”, com “vista longa” — no sentido de alcance)
<i>Prí-kan-sir</i>	samambaia que tem chapinha preta	dá-se a uma criança para que fique ligeira, com andar rápido
<i>Pyrfé</i>	urtiga-brava	planta comestível e medicinal
<i>Roja</i>	contas	quando o <i>kuiã</i> vai falar com um espírito que prejudicou alguém, usa um colar de contas para se proteger
<i>Rumi</i>	rubim	usa-se para torção, quebra-dura (as folhas são amassadas com sal e colocadas no local)
<i>Tãnh</i>	coqueiro	aproveitam quase tudo: polpa e noz dos frutos; o palmito, que é uma importante fonte de alimentos; troncos como matéria-prima de grande parte de sua cultura material; folhas para cobertura de ranchos; o cacho de flores tem uso ritual. Comem, ainda, as larvas que vivem nos troncos apodrecidos
<i>Tónhgó jen</i>	comida-de-tartaruga	esfrega-se as pontas das folhas e passa-se no rosto/corpo para ter barba e pêlos
<i>Túi</i>	guenxume	Soca-se a folha e coloca para cozinhar, ou macera bem, coloca água e lava a cabeça das crianças, para o cabelo crescer. O cabelo cresce e não “branqueia”
<i>Tutanaya</i>	-	flor azulada, sem utilidade; é ruim, porque o contato com a flor provoca feridas e manchas na parte afetada
<i>Ty</i>	caeté	usa-se a folha como “guardanapo” e “prato”, e também para cobrir os cestos de alimentos quando seguem para os acampamentos no mato
<i>Vãye-vã</i>	goiabeira	bom para diarreia
<i>Venh prág</i>	-	usava-se, combinado com nó-de-pinho para tingir taquara de vermelho
<i>Wãn</i>	taquara (em geral)	tem múltiplas utilidades; antigamente, esfregavam brotos de taquara para tingir fios de casca de árvore utilizados na confecção de cintos de cor preta
<i>Wãn pé</i>	taquara (a taquara legítima)	usa-se para fazer artesanato, flauta, esteira
<i>Wankró</i>	capitu	usa-se para fazer tenás e suas folhas servem para cobrir ranchos (planta parecida com cana)
<i>Xí</i>	-	remédio; urtiga não-comestível

## **Domínio Biológico Terrestre**





## Nota sobre a vegetação da bacia do rio Tibagi

José M. D. Torezan

**ABSTRACT** – (Note on the Tibagi River Basin vegetation) A general description of the Tibagi River Basin vegetation is presented based on literature and field work. Seven types of natural vegetation plus secondary vegetation were identified: seasonal semi-deciduous forest, seasonal deciduous forest, mixed rain forest, savanna (cerrado), grasslands, ecological refuges, in the rock outcrops, and pioneer stands on riverbanks and other floodable riversides

Key words – Landscape diversity, subtropical grasslands, Tibagi River Basin, tropical forests, vegetation types.

### INTRODUÇÃO

A bacia do rio Tibagi (BRT) compreende espaços em três planaltos (ver capítulo 1), que são cobertos por tipos vegetacionais pertencentes a biomas distintos (ver tab. 1).

Esses tipos vegetacionais se organizam em escalas variadas, havendo predominância, em termos espaciais, da estepe gramíneo-lenhosa (os Campos Gerais), da floresta ombrófila mista (ou floresta de araucária) e da floresta estacional semidecidual (floresta mesófila, “mata de planalto”) (Veloso *et al.*, 1991).

Este capítulo apresenta uma descrição desses tipos vegetacionais a partir das sub-regiões da BRT onde ocorrem. Essas sub-regiões são o alto Tibagi (região localizada no segundo planalto paranaense), o médio Tibagi (escarpas de transição entre planaltos) e o baixo Tibagi (região localizada no terceiro planalto paranaense).

### O ALTO TIBAGI

A região do alto Tibagi, conhecida por Campos Gerais, compreende altitudes superiores a 800 m, e observa-se, aí, o domínio da vegetação de estepe gramíneo-lenhosa, ecossistema zonal do bioma das estepes subtropicais (Walter, 1986).

Essa vegetação compreende fisionomias campestres, com variações ligadas à topografia, à profundidade do solo e às condições de drenagem (fig. 1). Entre as famílias botânicas mais importantes estão Poaceae (Grami-

neae), Asteraceae (Compositae), Cyperaceae e Fabaceae (Leguminosae).

Nas áreas bem drenadas, a matriz de Poaceae inclui várias Fabaceae, como *Cassia punctata*, e espécies de *Desmodium*, além de subarbustos e ervas xilopodíferas de várias famílias. São notáveis, ainda, as palmeiras anãs, como *Diplothemium campestre* (Arecaceae), e os caraguatás, como *Eringium sanguisorba* (Apiaceae).

Nas depressões úmidas há dominância de Cyperaceae, com ocorrência de várias espécies de *Xyris* (Xyridaceae), *Eriocaulon* e *Paepalanthus* (Eriocaulaceae), e subarbustos como *Hypericum* sp. (Hypericaceae) e *Ludwigia* spp. (Onagraceae).

O acúmulo de matéria orgânica permite a formação de pequenas turfeiras, ocupadas por uma matriz de ciperáceas e de espécies típicas de brejos ácidos, como *Drosera* spp. e *Utricularia* spp. (Saridakis, 1998).

Nos afloramentos de rocha do segundo planalto (fig. 2), que configuram pedobiotomas (ecossistemas azonais derivados de condições extremas de solo), observa-se um tipo especial de vegetação, conhecido em outros locais do Brasil como campo rupestre. Ali ocorrem famílias com distribuição mais restrita, como Cactaceae, Bromeliaceae, Velloziaceae e Orquidaceae, com várias espécies endêmicas, como a cactácea *Notocactus ottonis* var. *vilavelhensis* e a velloziácea *Vellozia paranaensis*.

Alguns arbustos, como a ericácea *Gaylussacia brasiliensis*, e várias melastomatáceas, como *Tibouchina gracilis*, ocupam fendas com acúmulo de material particulado.

**Tabela 1.** Tipos vegetacionais da bacia do rio Tibagi.

Tipo vegetacional	Bioma	Observações
Estepe gramíneo-lenhosa (Campos Gerais)	estepe subtropical	ecosistema zonal
Floresta ombrófila mista (floresta de araucária)	estepe subtropical/floresta tropical (orobioma)	ecosistema azonal, também ocorre em meio à floresta ombrófila densa da costa atlântica
Refúgios ecológicos (campo rupestre)	estepe subtropical (pedobioma)	nos afloramentos de rocha
Floresta estacional semidecidual	floresta tropical (floresta mesófila semidecidual)	prolongamento da Mata Atlântica para o interior
Floresta estacional decidual	floresta tropical	enclaves em meio à floresta estacional semidecidual
Savana arborizada (cerrado)	estepe subtropical/floresta tropical (pedobioma)	enclaves em meio à floresta estacional semidecidual e a estepe; limite austral dos cerrados brasileiros

Fontes: Nomenclatura de Veloso *et al.* (1991) e Walter (1986). Não incluídas variações fisionômicas locais.

Arbustos maiores, arvoretas e árvores, como *Clethra scabra* (Clethraceae) e *Lamannonia ternata* (Cunnoniaceae), podem ser observados em ravinas e grotas mais úmidas que apresentam solo de profundidade ligeiramente maior.

O pisoteio pelo gado e o fogo recorrente provocam alterações severas na composição e na fisionomia dos campos, que freqüentemente se tornam dominados pelo capim barba-de-bode (*Aristida palens*).

Não se tem notícias de estudos quantitativos, até o presente momento, sobre essas formações, apesar de coletas botânicas serem feitas desde o século passado (Klein & Hatschbach, 1971; Hatschbach & Moreira Filho, 1972). Embora os programas de conservação tenham se fixado nas florestas, é importante manter reservas desses ecossistemas não-florestais. Os parques estaduais Vila Velha (Ponta Grossa) e Guartelá (Tibagi), embora destinados ao turismo, têm potencial para cumprir parte desse objetivo.

Nas depressões maiores, nas grotas úmidas, nas margens dos ribeirões e dos rios e em bordas de platôs ocorrem fisionomias da floresta ombrófila mista, configurada como pedobioma em meio à estepe subtropical, mas que também ocorre em elevações maiores em meio à floresta tropical atlântica (floresta ombrófila densa) como orobioma, i.e., ecossistema azonal observado em altitudes extremas, na latitude em que se situa o Paraná, cerca de 800 m sobre o nível do mar (s.n.m.).

Os fragmentos de vegetação florestal encontrados nas depressões e grotas são chamados de “capões” (fig. 3). Esses capões seriam ilhas ou refúgios do Pleistoceno que estariam se expandindo sobre os campos atuais, conforme proposto por Klein (1960), baseado na ecofisiologia de *Araucaria angustifolia* (pinheiro-do-paraná ou araucária). Essa expansão teria sido interrompida pela utilização dos campos como pastagens naturais ou como áreas agrícolas.

O comportamento ecológico de *A. angustifolia* pode ser descrito como o de uma “pioneira” bastante longeva.

Suas sementes podem germinar à sombra, mas o recrutamento de plântulas e jovens só ocorre em clareiras e locais abertos (Klein, 1960; J.M.D. Torezan, obs. pess.). Nas áreas abertas onde não há fogo ou pastoreio, podem formar grupamentos puros ou quase puros, que configuram uma fase inicial do desenvolvimento da floresta. Esse comportamento de *A. angustifolia* pode explicar as diferentes fisionomias da floresta ombrófila mista (ver fig. 4).

Nos grupamentos puros, *A. angustifolia* forma o dossel, com um sub-bosque composto por arvoretas como *Cinnamodendron dinizii*, *Symplocos* spp. e *Actinostemon concolor*, e por jovens de grandes árvores como *Ocotea porosa* e *Cedrela fissilis*.

As araucárias que morrem são repostas por aquelas espécies capazes de atingir o dossel, formando uma fisionomia com um dossel misto de araucária e de outras espécies. Em fases mais tardias, a araucária figura como emergente, acima do dossel misto, já que continua a crescer ainda por longo tempo após atingir a maturidade reprodutiva. Nessa situação, classes intermediárias de tamanho de *A. angustifolia* só são encontradas em clareiras grandes e nas bordas.

Em locais onde a floresta foi removida mas foram mantidas árvores de *A. angustifolia*, é comum observar, após o abandono da área, essa espécie como “emergente” sobre capoeiras ainda baixas.

A floresta de araucária encontrada nas margens de rios configura ecossistemas ribeirinhos conhecidos como mata ciliar ou floresta ripária.

Em remanescentes de mata ciliar da região do alto Tibagi foram instaladas amostras para o estudo quantitativo da vegetação, em um esforço combinado de botânicos da Universidade Estadual de Londrina (UEL) para estudar as matas ciliares da BRT (ver capítulos 8 e 9).

Tanto os capões como as matas ciliares com araucária foram seriamente impactados pela extração da madeira dessa espécie e também de imbuia (*Ocotea*

porosa). Outro produto tradicional dessa formação florestal é o mate (*Ilex paraguariensis*, Aquifoliaceae).

### O MÉDIO TIBAGI OU REGIÃO DE TRANSIÇÃO DAS ESCARPAS DEVONIANAS

No limite entre o segundo e o terceiro planalto ocorre uma vegetação de transição entre a floresta ombrófila mista e a floresta estacional semidecidual. A *Araucaria angustifolia* deixa de ocorrer perto do limite dos 800 m, e espécies típicas da floresta estacional semidecidual passam a ser observadas, como a *Aspidosperma polyneuron* (peroba-rosa). Dado o relevo escarpado, que impediu formas de colonização mais agressivas, no médio Tibagi encontram-se alguns dos maiores e melhores fragmentos de vegetação nativa da BRT (fig. 5). Dois dos estudos quantitativos sobre a vegetação da bacia foram alocados nessa região.

Com ocorrência subordinada em platôs com latossolos amarelos e vermelho-amarelos na região central da BRT, estão remanescentes de savanas (cerrados) (fig. 6). Esse tipo vegetacional, de ocorrência já bastante restrita no Paraná, está seriamente ameaçado. Apenas pequenos fragmentos ainda persistem. Mesmo assim, é importante melhorar o conhecimento e o *status* de conservação dos cerrados da BRT, onde espécies exclusivas de aves já foram observadas (ver capítulo 15).

### O BAIXO TIBAGI

Na região conhecida como baixo Tibagi, onde as altitudes não ultrapassam 800 m, a vegetação originalmente dominante era a floresta estacional semidecidual, a qual sofreu um processo intenso de fragmentação desde o século XIX, resultando numa paisagem composta por uma miríade de pequenos fragmentos (fig. 7), somando apenas 2-4% da área antes ocupada por florestas (Iparides, 1993). Antes da fragmentação, esse tipo de ecossistema formava um contínuo com a floresta ombrófila densa (a floresta atlântica) desde a costa atlântica brasileira, sendo por isso considerado parte do bioma das florestas tropicais.

Vários estudos quantitativos estão disponíveis para essa tipologia vegetacional (ver capítulo 8).

A variação da profundidade do solo e as condições de drenagem nas toposequências determinam fisionomias distintas da floresta estacional semidecidual. A fertilidade do solo parece ter importância secundária nesse processo, já que todo o baixo Tibagi compreende solos férteis, originados dos derrames de lavas básicas (ver capítulo 2).

Nas áreas com solo profundo e bem drenado, observa-se uma fisionomia com sub-bosque menos denso — composto principalmente por *Actinostemon concolor* (Euphorbiaceae) e *Trichilia clausenii* (Meliaceae) — e dossel mais alto, com poucas interrupções e emergentes



Figura 1. Aspecto da estepe gramíneo-lenhosa (região dos Campos Gerais) do alto rio Tibagi (PR). (Foto: J.M.D. Torezan)



Figura 2. Afloramento de rocha no alto Tibagi (PR). (Foto: J.M.D. Torezan)



Figura 3. Fragmento natural (“capão”) de floresta ombrófila mista ou floresta de araucária, no alto rio Tibagi (PR). (Foto: J.M.D. Torezan)

acima dos 35 m, como a peroba-rosa (*Aspidosperma polyneuron*, Apocynaceae) e o pau d’alho (*Gallesia integrifolia*, Phytolaccaceae), como descrito em Soares-Silva & Barroso (1992).

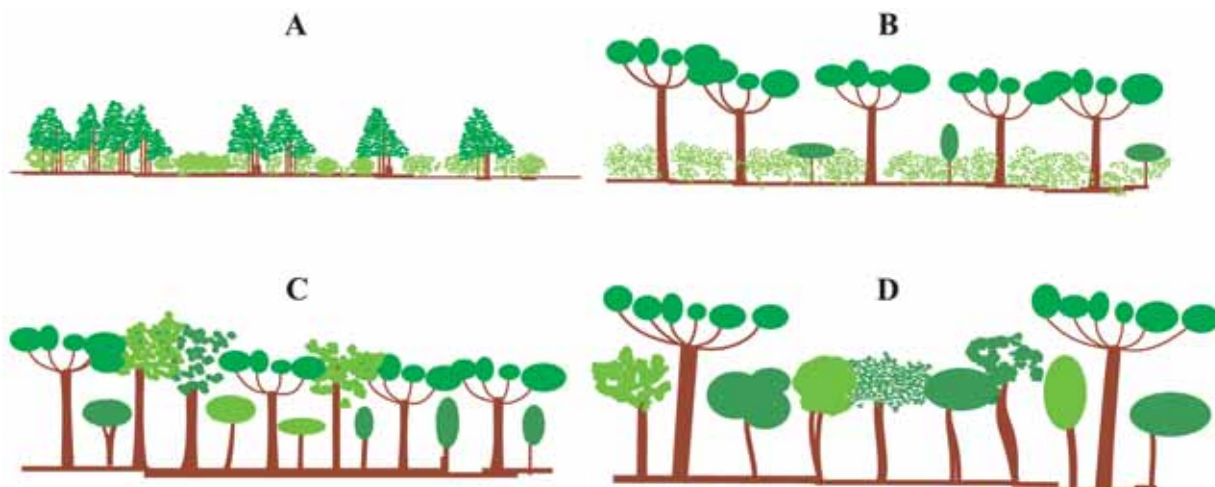
Nas áreas de encosta com solo raso, as clareiras são mais freqüentes e maiores, com um dossel freqüentemente interrompido, onde são comuns *Nectandra megapotamica* (Lauraceae), *Cabralea canjerana* (Meliaceae) e *Parapiptadenia rigida* (Fabaceae-mimosoideae), e onde há abundância de cipós (Silveira, 1993).

Nas áreas com solo hidromórfico, em margens de rios sujeitas à inundação, há alterações na composição

e na estrutura da floresta, levando a um dossel mais baixo, composto principalmente por *N. megapotamica* e *Campomanesia xantocarpa* (Myrtaceae), com sub-bosque dominado por *A. concolor* (Kawakita, 1995). Em áreas mal drenadas, são comuns agrupamentos de baixa estatura (até 6-8 m) de *Sebastiania commersoniana*, *S. brasiliensis* (Euphorbiaceae) e *Tabernaemontana meridionalis* (Apocynaceae).

Nas elevações acima de 700 m há ocorrências isoladas de araucária e algumas espécies associadas, em topossequências com floresta estacional abaixo dessa altitude, como nas nascentes do ribeirão dos Apertados (fig. 8).

Em encostas com solo litólico e declividade acentuada (um pedobioma, portanto), como na região de São Jerônimo da Serra e Sapopema, podem ser obser-



**Figura 4.** Representação esquemática das fisionomias da floresta de araucária, em seqüência sucessional. **A** - Araucárias jovens colonizam área aberta, formando grupamentos puros ou quase puros; **B** - Araucárias formam dossel, com sub-bosque de arvoretas (*Cinnamodendron dinisii*, *Actinostemon concolor* e outras) e jovens de árvores do dossel, como *Cedrela fissilis* e *Ocotea* spp.; **C** - Dossel misto de araucária e outras árvores; **D** - Dossel misto tendo araucárias como emergentes.



**Figura 5.** Floresta de transição entre estacional semidecidual e ombrófila mista nas escarpas do médio Tibagi, na fazenda Monte Alegre, em Telêmaco Borba. (Foto: J.M.D. Torezan)



**Figura 7.** A floresta estacional semidecidual está representada por pequenos fragmentos no baixo Tibagi. (Foto: J.M.D. Torezan)



**Figura 6.** Enclave de savana (cerrado) na BRT, em São Jerônimo da Serra. (Foto: J.M.D. Torezan)



**Figura 8.** Enclaves de araucária no baixo Tibagi. A vegetação predominante na região é a floresta estacional. (Foto: J.M.D. Torezan)

vadas pequenas manchas de floresta estacional decidual, onde dominam *Piptadenia gonoacantha* e *Anadenanthera colubrina*, com ocorrência de cactáceas arborescentes (*Cereus peruvianus*).

### AMBIENTES SEMI-AQUÁTICOS NO MÉDIO E NO BAIXO TIBAGI

Em áreas ribeirinhas do rio Tibagi e de seus maiores afluentes, nas regiões do médio e do baixo curso, são comuns áreas de banhado ou “varjões”. Essas áreas, de vegetação herbácea, são inundadas durante boa parte do ano, ficando emersas apenas durante os períodos mais secos.

Essas comunidades são dominadas por gramíneas (como *Axonopus* sp. e *Paspalum* sp.) e ciperáceas (como *Rinchospora* spp. e *Cyperus* spp.), sendo comuns, também, onagráceas do gênero *Ludwigia*. A leguminosa *Sesbania virgata* ocasionalmente ocupa os diques marginais e as áreas situadas entre banhados e rios.

As áreas mais impactadas, como os locais de extração de argila para indústrias cerâmicas, são dominadas principalmente por *Typha dominguensis* (Typhaceae), conhecida por taboa.

Esses locais são usados por inúmeras espécies de animais, incluindo peixes, que podem ter ali sítios de reprodução, tornando importante a sua conservação, apesar da baixa diversidade e simplicidade estrutural.

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

As variações ambientais que ocorrem, em várias escalas, na BRT, levam a um aumento significativo da biodiversidade da bacia do Tibagi, entendida como a variedade de paisagens, ecossistemas, habitats, espécies e genes ocorrentes na região.

Em todos os tipos de ambiente observados há processos de degradação, com maior ou menor impacto, que impedem a existência de um objetivo global de conservação da BRT. Adicionalmente, não existe, até o momento, uma política de conservação e restauração que reconheça a variedade de habitats da bacia e a sua interdependência.

É preciso, assim, reconhecer a existência e a importância de todos os tipos de habitat e de ecossistema, e abandonar o “viés florestal”, que leva, em geral, a considerar ambientes não-florestais como degradados ou sem importância para objetivos de conservação. Uma

necessidade premente, nesse sentido, é o estabelecimento de áreas protegidas para os cerrados do médio Tibagi. A única unidade de conservação de cerrados do Paraná encontra-se na região de Jaguariaíva.

Uma política integrada de conservação dos ecossistemas da BRT não pode ser implementada sem um mapeamento, em escala adequada, desses ecossistemas. Os mapas atualmente disponíveis não permitem o estabelecimento de objetivos de conservação, seja pela sua falta de atualidade, seja porque recorrem a sistemas ineficientes ou confusos de classificação.

Futuros esforços de mapeamento, constituição de bancos de dados e sistemas de informação geográfica da bacia do rio Tibagi devem fazer uso de um sistema pertinente de classificação, com compatibilidade nacional e internacional, abrangendo todos os tipos de habitat natural.

### Referências Bibliográficas

- Hatschbach, G. & Moreira-Filho, H. 1972. Catálogo florístico do Parque Estadual de Vila Velha (estado do Paraná-Brasil). Bol. da Univ. Fed. do Paraná-Botânica, 28:1-54.
- Ipardes-Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. 1993. Cobertura florestal e consumo de madeira, lenha e carvão nas regiões de Londrina, Maringá e Paranavaí: subsídio para uma política florestal no estado do Paraná. Ipardes, Curitiba.
- Kawakita, K. 1995. Florística e estrutura fitossociológica de um trecho da floresta ciliar da margem esquerda do ribeirão dos Apertados, Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Klein, R.M. 1960. O aspecto dinâmico do pinho brasileiro. Sellowia, 12:17-44.
- Klein, R.M. & Hatschbach, G. 1971. Fitofisionomia e notas complementares sobre o mapa fitogeográfico de Quero-Quero (Paraná). Bol. Paran. de Geociências, 28-29:159-187.
- Saridakis, D.P. 1998. Distribuição geográfica e análise ecológica dos ambientes das espécies de plantas carnívoras da bacia do rio Tibagi. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Silveira, M. 1993. Estrutura vegetacional em uma toposequência no Parque Estadual “Mata dos Godoy”, Londrina-PR. Tese de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- Soares-Silva, L.H. & Barroso, G.M. 1992. Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta na porção norte do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina-PR., Brasil. In: Anais do VIII Congresso da Sociedade Botânica de São Paulo (Campinas, SP). pp.101-112.
- Veloso, H.P.; Rangel-Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro.
- Walter, H. 1986. Vegetação e zonas climáticas. EPU, São Paulo.



## Florística e fitossociologia das espécies arbóreas das florestas da bacia do rio Tibagi

Marilda C. Dias, Ana O. S. Vieira e Manoel R. C. Paiva

**ABSTRACT** – (Floristic and phytosociology of tree species in the forests of the Tibagi River Basin) A list of species was compiled based on floristic and phytosociological studies carried out in forest remnants along the Tibagi River Basin in 12 areas, eight on the banks of the Tibagi River or its affluents. Besides these inventories, random collections of botanical material have been made since 1989. There are today nearly 16,000 tree materials registered in the FUEL Herbarium. 538 species, 220 genera and 80 families were found in these areas. The families with better specific richness were: Myrtaceae (95 species), Leguminosae (63), Solanaceae (33), Lauraceae (29), Rubiaceae (25), Euphorbiaceae (23) and the genera: *Eugenia* (28), *Myrcia* (21), *Solanum* (21), *Ocotea* (17), *Miconia* (14) e *Ilex* (10). The analysis of the riparian forest structure showed that the Leguminosae, Euphorbiaceae, Myrtaceae and Lauraceae families were the most important in this basin. There were variations in the floristic composition among the species in three regions of the basin, but *Actinostemon concolor* and *Sebastiania commersoniana* stood out as representative elements of riparian formation. Other species with ample distribution were *Campomanesia xanthocarpa*, *Casearia sylvestris* and *Allophyllus guaraniticus*. The occurrence of typical species from the upper and lower Tibagi River that extended to the middle was registered, showing an evident contact area of the mixed rain forest and seasonal semi-deciduous forest. Elements of savanna (cerrado) were also found, making the middle Tibagi River an area of greater diversity.

Key words - Floristic, riparian forest, southern Brazil, Tibagi River Basin.

### INTRODUÇÃO

Até 1990, as florestas da bacia do rio Tibagi eram pouco conhecidas em sua composição florística e nada se sabia sobre a sua estrutura fitossociológica. Os registros existentes até então eram de exemplares coletados a partir do século XIX, de maneira esparsa e aleatória. A. Saint-Hilaire em 1820, G. Sellow em 1828 e P. Dusén em 1903 e 1904 coletaram nas florestas dos rios Tibagi e Iapó (Urban, 1906). A partir de 1940, Gert Hatschbach, do Museu Botânico Municipal de Curitiba, iniciou um programa de coletas por todo o Paraná, culminando na principal coleção do estado. Nessa coleção, a bacia do rio Tibagi está representada predominantemente por exemplares da sua porção alta. O herbário da Universidade Estadual de Londrina, registrado e internacionalmente reconhecido pela sigla FUEL, iniciou sua coleção em 1983, com coletas realizadas em remanescentes florestais do município de Londrina e região, destacando-se o Parque Municipal

Arthur Thomas, reserva com 85,47 ha, e o Parque Estadual Mata dos Godoy, de 680 ha. A partir de 1990, o Herbário FUEL expandiu suas áreas de coleta para toda a bacia do rio Tibagi, acumulando cerca de 16 mil exemplares de espécies arbóreas. O primeiro levantamento florístico e fitossociológico realizado para a bacia foi efetuado no Parque Estadual Mata dos Godoy por Soares-Silva & Barroso (1992).

Com a implantação de um projeto de recuperação da bacia do rio Tibagi em 1989, houve a necessidade de se iniciar pesquisas sistematizadas sobre a composição florística e a estrutura fitossociológica das florestas ciliares, principalmente do estrato arbóreo, ao longo de toda a sua extensão, com os seguintes objetivos: conhecer a composição florística e a estrutura fitossociológica do estrato arbóreo de florestas em áreas ainda preservadas; realizar levantamentos em pontos diferentes da bacia para se conhecer a diversidade florística, visando modelos e propostas de recuperação da floresta; contribuir para o melhor conhecimento da



flora do Paraná. O objetivo deste capítulo é apresentar uma comparação dos resultados obtidos, referentes, predominantemente, à florística, e alguns dados dos levantamentos fitossociológicos realizados nas florestas ciliares.

## METODOLOGIA

### Levantamentos Florísticos

Os levantamentos florísticos foram realizados através de coletas periódicas nos remanescentes florestais em todos os municípios da bacia, sendo que o maior volume de coletas foi feito nas regiões do médio e do baixo Tibagi. Foram coletados materiais em estado reprodutivo de árvores e arvoretas, os quais estão depositados no Herbário FUEL. Também foram utilizados, na compilação de dados sobre as espécies arbóreas, outros levantamentos florísticos realizados no médio e no alto Tibagi (Takeda *et al.*, 1996, 1998; Moro *et al.*, 1996), além de terem sido examinados acervos de outros herbários, para registro de outras espécies coletadas na bacia e para ampliação do registro de ocorrência das espécies por município. Foram consultados o herbário do Museu Botânico Municipal (MBM), o da Universidade Federal do Paraná (UPCB) e o da Embrapa-Centro de Pesquisas Florestais (HFC), todos em Curitiba (PR); o da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG), em Ponta Grossa (PR); o da Faculdade de Agronomia Luís Meneghel (CBT), em Bandeirantes (PR); o da Universidade Estadual de Maringá (HUM), em Maringá (PR); e o da Universidade Estadual de Campinas (UEC), em Campinas (SP). Para a apresentação da lista de famílias foi seguido o sistema de classificação de Cronquist (1988), com exceção das famílias Leguminosae e Picramniaceae, sendo que, para a primeira, seguiu-se Polhill *et al.* (1981), e para a segunda, Pirani (1997). Para a abreviatura dos nomes dos autores das espécies, foi seguido Brummitt & Powell (1992).

### Levantamentos Fitossociológicos

A estrutura fitossociológica resultou do estudo em sete áreas localizadas ao longo da bacia, às margens do rio Tibagi ou de seus afluentes, sendo três áreas no alto, três no médio e uma no baixo Tibagi (tab. 1). Os resultados aqui apresentados, relativos à estrutura das florestas, foram baseados nesses sete levantamentos, uma vez que todos foram realizados em floresta ciliar e utilizando-se a mesma metodologia, o que possibilitou a comparação dos dados. Em cada área foram instaladas 100 parcelas contíguas de 10 × 10 m, em dez faixas paralelas a partir da margem do rio, compondo 1 ha de área. O critério para inclusão dos indivíduos amostrados foi o diâmetro à altura do peito (DAP) igual ou superior a 5 cm. Além desses levantamentos, foram realizados

mais quatro na porção baixa da bacia, sendo um em floresta ciliar e o restante em floresta de planalto (ver tab. 1).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Florística

A relação de espécies, gêneros e famílias apresentada está baseada no conjunto dos levantamentos florísticos e fitossociológicos realizados na bacia hidrográfica do rio Tibagi e no acervo dos herbários mencionados. Consta de 547 espécies de árvores e arvoretas pertencentes a 239 gêneros e a 80 famílias, sendo uma de Pteridophyta, duas de Coniferophyta e as demais de Magnoliophyta. A relação das famílias, gêneros e espécies, bem como sua ocorrência na bacia, é apresentada em apêndice.

Do total das espécies inventariadas, 60% estão concentradas em dez famílias, que representam, assim, as de maior riqueza específica (tab. 2). Os gêneros com maior número de espécies arbóreas estão relacionados na tabela 3, e incluem 42% do total de espécies inventariadas.

A família Myrtaceae apresentou a maior riqueza, com espécies compondo principalmente o sub-bosque e o dossel das florestas e distribuídas por toda a bacia. Leguminosae é a segunda família em riqueza específica. Embora também ocorra em toda a bacia, tem um maior número de espécies no baixo Tibagi e em parte do médio, regiões onde predominam as florestas estacionais semidecíduais.

Destacaram-se entre as famílias relacionadas na tabela 2, como típicas do baixo Tibagi, além de Leguminosae, as famílias Euphorbiaceae, Meliaceae, Moraceae, Rubiaceae e Solanaceae. As Meliaceae estão entre as mais abundantes nas florestas dessa região, com componentes muito importantes no sub-bosque e no dossel, sendo que em três levantamentos ocuparam o primeiro lugar em abundância (Soares-Silva & Barroso, 1992; Soares-Silva *et al.*, 1992; Do Carmo, 1995). Esses dados concordam com Leitão Filho (1987), que citou Myrtaceae, Leguminosae, Lauraceae, Rubiaceae e Meliaceae como tendo presença marcante nas florestas estacionais semidecíduais do estado de São Paulo. Entre as famílias com menor número de espécies, devem ser ressaltadas, pela abundância no baixo Tibagi, Arecaceae, com duas espécies — o palmito (*Euterpe edulis*) e o jerivá (*Syagrus romanzoffiana*) —, Apocynaceae, Phytolaccaceae e Moraceae, representadas por árvores de grande porte e importantes pela dominância na floresta, como a peroba-rosa, o pau d'alho e as figueiras, respectivamente.

No alto Tibagi, além de Myrtaceae e Lauraceae — as famílias com maior riqueza —, destacaram-se Flacourtiaceae, Aquifoliaceae, Asteraceae e Symplocaceae, além

**Tabela 1.** Levantamentos florísticos e fitossociológicos do estrato arbóreo das florestas da bacia do rio Tibagi. FOM-c = floresta ombrófila mista ciliar; FES-c = floresta estacional semidecidual ciliar; FES-p = floresta estacional semidecidual planalto.

Região	Município	Localidade	Tipo florestal	Nº de famílias	Nº de espécies/ gêneros	Método de levantamento	Área (ha)	DAP (cm)
alto <sup>(1)</sup>	Palmeira	rio Guarauninha	FOM-c	30	76/47	parcelas	1	5
alto <sup>(2)</sup>	Ipiranga	várzea - rio Bitumirim	FOM-c	20	42/36	parcelas	1	5
alto <sup>(3)</sup>	Tibagi	rio Barrinha	FOM-c	33	78/53	parcelas	1	5
médio <sup>(4)</sup>	Tibagi	rio Iapó	FOM-c	43	127/81	parcelas	1	5
médio <sup>(5)</sup>	Telêmaco Borba	rio Tibagi	FOM-c	38	109/75	parcelas	1	5
médio <sup>(6)</sup>	Sapopema	rio Tibagi	FES-c	41	124/82	parcelas	1	5
baixo <sup>(7)</sup>	Londrina	PE Mata dos Godoy	FES-p	36	100/63	parcelas	1	5
baixo <sup>(8)</sup>	Londrina	PE Mata dos Godoy	FES-p	34	83/64	parcelas		
						topossequência	0,6	5
baixo <sup>(9)</sup>	Londrina	PE Mata dos Godoy - ribeirão dos Apertados	FES-c	35	96/71	parcelas	0,6	5
baixo <sup>(10)</sup>	Londrina	PM Arthur Thomas	FES-p	33	91/65	parcelas	0,5	3
baixo <sup>(11)</sup>	Ibiporã	Faz. Doralice - rio Tibagi	FES-c	39	104/73	parcelas	1	5
baixo <sup>(12)</sup>	Ibiporã	Faz. Doralice	FES-p	46	125/87	quadrantes	-	= 5 e < 5

Fontes: <sup>(1)</sup> Uel (1993); <sup>(2)</sup> Silva *et al.* (1992); <sup>(3)</sup> UEL (1993); <sup>(4)</sup> Dias *et al.* (1998); <sup>(5)</sup> Nakajima *et al.* (1996); <sup>(6)</sup> Silva *et al.* (1995); <sup>(7)</sup> Soares-Silva & Barroso (1992); <sup>(8)</sup> Silveira (1993); <sup>(9)</sup> Soares-Silva *et al.* (1998); <sup>(10)</sup> Dolibaina (1992); <sup>(11)</sup> Soares-Silva *et al.* (1992); <sup>(12)</sup> Do Carmo (1995).

da família Araucariaceae, com uma única espécie, *Araucaria angustifolia*, a qual caracteriza a floresta ombrófila mista.

É interessante observar os limites de distribuição das espécies que são típicas do alto ou do baixo Tibagi e que chegam até o médio. São exemplos desse padrão de distribuição, do alto para o médio, *Cinnamodendron dinisii*, *Clethra scabra*, *Daphnopsis fasciculata*, *D. racemosa* e *Drymis brasiliensis*; e, do baixo para o médio, *Acacia polyphylla*, *Euterpe edulis*, *Ficus guaranitica* e *Gallesia integrifolia*. O médio Tibagi apresenta, portanto, florestas mistas, com componentes típicos das porções alta e baixa, o que lhe confere uma maior diversidade. Além disso, essa região apresenta pequenas manchas com elementos de cerrado em Tibagi (Hatschbach & Ziller, 1995; Takeda *et al.*, 1996) e São Jerônimo da Serra (Souza & Vieira, 2000; ver capítulo 7), ocorrendo, nesses locais, algumas espécies muito típicas e exclusivas, como *Caryocar brasiliense*, *Plenckia populnea*, *Kyelmeyera rubriflora*, *Ouratea spectabilis* e *Vochysia tucanorum* (ver apêndice).

Quatro espécies pertencentes aos gêneros *Cordia*, *Exostyles*, *Eugenia* e *Marlierea* são táxons ainda em estudo para serem, então, descritos como novos. *Cordia* sp. só foi encontrada na fazenda Doralice, em Ibiporã, e *Exostyles* sp. somente no Parque Estadual Mata dos Godoy, em Londrina. As outras duas espécies foram coletadas no alto e no médio Tibagi. O descobrimento de espécies novas nos remanescentes ainda existentes evidenciam a importância do conhecimento e da preservação desses ambientes, visando não só a manutenção da biodiversidade como também a conservação dos ecossistemas.

Os três levantamentos fitossociológicos realizados no Parque Estadual Mata dos Godoy (tab. 1) resultaram em 154 espécies de árvores. Silva & Soares-Silva (2000)

apresentaram a florística do estrato arbóreo desse parque, listando um total de 206 espécies — 25% a mais do que o número encontrado nos levantamentos fitossociológicos. Embora esses estudos forneçam dados quantitativos importantes sobre a estrutura das florestas, se restringem a amostras, não refletindo toda a diversidade existente em um fragmento. Os estudos realizados em áreas da floresta atlântica têm demonstrado que, apesar da importância das amostragens fitossociológicas, somente com estudos florísticos intensivos será possível avaliar a magnitude e a distribuição da diversidade do componente arbóreo nas diferentes formações florestais (Lima & Guedes-Bruni, 1997).

### Fitossociologia

Os levantamentos florísticos e fitossociológicos efetuados em sete áreas remanescentes de floresta ciliar ao longo da bacia do Tibagi resultaram em 282 espécies de árvores distribuídas em 140 gêneros e 60 famílias. A tabela 4 mostra as dez famílias com maior valor de importância (IVI) por região da bacia, onde destacaram-se Leguminosae, Euphorbiaceae, Myrtaceae, Lauraceae e Rubiaceae, as quais apareceram entre as mais importantes no alto, no médio e no baixo Tibagi. As espécies dessas famílias ocorrem tanto nas formações ciliares da floresta semidecidual quanto nas da floresta ombrófila mista, enquanto que outras espécies de Phytolaccaceae, Meliaceae e Sapotaceae, por exemplo, são freqüentes na floresta semidecidual, e espécies de Araucariaceae e Clethraceae estão entre as mais importantes na floresta ombrófila mista.

Embora a discussão em nível de família dê uma visão geral da região abordada, é a análise em nível específico que realmente evidencia a diversidade e as diferenças marcantes entre as localidades de cada formação flo-

**Tabela 2.** Famílias com maior riqueza de espécies nas florestas da bacia do rio Tibagi (até cinco espécies).

Família	Número de espécies
Myrtaceae	76
Leguminosae	69
Caesalpinioideae	12
Mimosoideae	28
Papilionoideae	29
Solanaceae	35
Lauraceae	30
Rubiaceae	25
Asteraceae	25
Euphorbiaceae	23
Melastomataceae	17
Rutaceae	12
Verbenaceae	12
Meliaceae	11
Flacourtiaceae	10
Moraceae	9
Myrsinaceae	9
Boraginaceae	8
Apocynaceae	7
Bignoniaceae	7
Celastraceae	7
Monimiaceae	7
Sapindaceae	7
Symplocaceae	7
Aquifoliaceae	6
Nyctaginaceae	6
Annonaceae	5
Araliaceae	5
Vochysiaceae	5
Total parcial	440
Espécies de outras famílias	107
Total geral	547

restal. Cada uma apresentou características florísticas e estruturais peculiares, reforçando a importância da conservação de cada remanescente em particular. A tabela 5 mostra as dez espécies com maior IVI por região da bacia. Duas espécies sobressaíram nas florestas ciliares: *Actinostemon concolor* (laranjeira-do-mato) e *Sebastiania commersoniana* (branquilha). *A. concolor* foi a espécie mais abundante e com maior IVI nas áreas de Telêmaco Borba e Ipiranga. Ela é típica do sub-bosque das florestas ciliares, ocorrendo preferencialmente em locais onde a inundação   mais prolongada, como, por exemplo, na várzea do rio Bitumirim (Silva *et al.*, 1992). Rodrigues (1991) a descreveu como um dos destaques na condi o de sub-bosque nas florestas do estado de São Paulo. Entre as espécies mais importantes da bacia (tab. 5), somente *A. concolor* apareceu nas três regiões — as demais não coincidiram, mostrando a varia o florística decorrente das diferenças climáticas, edáficas e altitudinais entre as regiões. A outra espécie, *S. commersoniana*, ocorre também em toda a bacia, mas   mais abundante ao sul, no médio e no alto Tibagi, estando entre as espécies com maior IVI nas

**Tabela 3.** Gêneros ocorrentes na bacia do rio Tibagi com maior riqueza de esp cies arb reas (at  cinco esp cies), listados em ordem decrescente.

G�nero	N� de esp�cies
<i>Solanum</i>	25
<i>Eugenia</i>	20
<i>Ocotea</i>	17
<i>Myrcia</i>	16
<i>Miconia</i>	13
<i>Myrsine</i>	8
<i>Acacia</i>	7
<i>Cordia</i>	7
<i>Ficus</i>	7
<i>Machaerium</i>	7
<i>Myrceugenia</i>	7
<i>Psychotria</i>	7
<i>Symplocos</i>	7
<i>Baccharis</i>	6
<i>Ilex</i>	6
<i>Maytenus</i>	6
<i>Trichilia</i>	6
<i>Aegiphila</i>	5
<i>Aspidosperma</i>	5
<i>Campomanesia</i>	5
<i>Casearia</i>	5
<i>Cestrum</i>	5
<i>Inga</i>	5
<i>Lonchocarpus</i>	5
<i>Mollinedia</i>	5
<i>Nectandra</i>	5
<i>Senna</i>	5
<i>Zanthoxylum</i>	5

**Tabela 4.** As dez famílias com maior valor de import ncia (IVI) por região da bacia do rio Tibagi, listadas em ordem decrescente.

Alto Tibagi	M�dio Tibagi	Baixo Tibagi
Euphorbiaceae	Leguminosae	Leguminosae
Myrtaceae	Myrtaceae	Meliaceae
Lauraceae	Euphorbiaceae	Moraceae
Flacourtiaceae	Lauraceae	Phytolaccaceae
Sapindaceae	Flacourtiaceae	Myrtaceae
Rubiaceae	Meliaceae	Lauraceae
Leguminosae	Rubiaceae	Euphorbiaceae
Araucariaceae	Sapindaceae	Rubiaceae
Tiliaceae	Moraceae	Rutaceae
Clethraceae	Rutaceae	Sapotaceae

 reas inventariadas em Palmeira, Ipiranga e Tibagi (nesta última cidade, foram inventariados remanescentes dos rios Iapó e Barrinha) (tab. 1). *Sebastiania commersoniana*, o branquilha, confere   vegeta o uma fisionomia muito t pica, pela colora o verde-esbranquiçada das árvores, sendo que a importância dessa espécie na caracteriza o das florestas ciliares do Sul do Brasil, especialmente na região de ocorrência das florestas de araucária, já foi enfatizada por vários autores, entre os quais se destacam Klein (1990) e Klein & Hatschbach (1962), que a apontaram como a mais importante na caracteriza o fision mica e estrutural das florestas ciliares, especialmente naquelas situadas em solos não-

**Tabela 5.** As dez espécies com maior valor de importância (IVI) por região da bacia, listadas em ordem decrescente. Os valores do alto e do médio Tibagi representam a média de três áreas amostradas por região, enquanto que os do baixo Tibagi correspondem a apenas uma área.

Alto Tibagi		Médio Tibagi		Baixo Tibagi	
Espécies	IVI	Espécies	IVI	Espécies	IVI
<i>Sebastiania commersoniana</i>	36,96	<i>Actinostemon concolor</i>	15,33	<i>Sorocea bonplandii</i>	17,16
<i>Actinostemon concolor</i>	21,52	<i>Luehea divaricata</i>	9,83	<i>Gallesia integrifolia</i>	15,65
<i>Matayba elaeagnoides</i>	14,03	<i>Casearia sylvestris</i>	8,58	<i>Trichilia casaretti</i>	13,17
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	12,39	<i>Eugenia blastantha</i>	8,00	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	11,54
<i>Ocotea porosa</i>	12,19	<i>Parapiptadenia rigida</i>	7,98	<i>Astronium graveolens</i>	11,14
<i>Nectandra grandiflora</i>	11,93	<i>Inga marginata</i>	7,92	<i>Actinostemon concolor</i>	10,10
<i>Faramaea porophylla</i>	10,68	<i>Nectandra megapotamica</i>	7,08	<i>Alseis floribunda</i>	10,04
<i>Araucaria angustifolia</i>	9,72	<i>Lonchocarpus campestris</i>	6,96	<i>Ruprechtia laxiflora</i>	7,72
<i>Casearia decandra</i>	9,46	<i>Anadenanthera colubrina</i>	6,86	<i>Machaerium paraguariense</i>	7,44
<i>Luehea divaricata</i>	8,05	<i>Casearia obliqua</i>	6,28	<i>Calliandra foliolosa</i>	7,40

estruturados, em região de várzea. *S. commersoniana* também se mostrou tolerante ao alagamento (Joly, 1986; Kolb *et al.*, 1998), sendo indicado seu uso em florestamento de áreas degradadas.

Outras espécies comuns ao longo de toda a bacia, embora haja variação quanto à sua abundância nas diferentes localidades estudadas, são *Allophylus guaraniticus*, *Campomanesia xanthocarpa*, *Casearia sylvestris*, *Dalbergia frutescens*, *Eugenia uniflora*, *Luehea divaricata*, *Machaerium paraguariense*, *Prunus myrtifolia* e *Rollinia sylvatica*. Levando-se em conta os 12 levantamentos realizados (tab. 1), *C. xanthocarpa* ocorreu em 11 áreas, sendo que em quatro esteve entre as dez espécies mais abundantes. *A. guaraniticus* e *C. sylvestris* ocorreram em dez áreas, estando ambas entre as dez espécies mais abundantes em duas localidades.

Entre as espécies com as árvores mais altas na floresta (entre 15 e 30 m de altura), destacaram-se, entre outras: no alto Tibagi, *Araucaria angustifolia*, *Casearia obliqua*, *Clethra scabra*, *Matayba elaeagnoides*, *Ocotea porosa* e *Ruprechtia laxiflora*; no médio Tibagi, *A. angustifolia*, *C. obliqua*, *Nectandra megapotamica* e *Parapiptadenia rigida*; e no baixo Tibagi, *Acacia polyphylla*, *Alchornea glandulosa*, *Aspidosperma polyneuron*, *Astronium graveolens*, *Balfourodendron riedelianum*, *Ficus insipida*, *Gallesia integrifolia* e *Machaerium stipitatum*. Essas espécies emergentes caracterizam as formações florestais, imprimindo uma fisionomia muito típica: no sul da bacia, pela presença principalmente do pinheiro-do-paraná; no norte, pela ocorrência de peroba, pau-d' alho e figueiras; e no médio Tibagi, pelas florestas mistas com peroba e pinheiro.

A bacia do rio Tibagi, com seus 531 km de extensão, abrange uma região que exhibe variações climáticas, topográficas e edáficas consideráveis. Essas condições, associadas de diferentes formas, ocasionaram uma cobertura vegetal bastante diversa. A ocorrência de floresta ombrófila mista, ou floresta de araucária, na região do alto Tibagi e em boa parte do médio, associada a campos e pequenas manchas de cerrado e de floresta estacional semidecidual no baixo Tibagi e em parte do

médio, fez com que a região do médio Tibagi fosse uma área de contato entre esses dois tipos de floresta, apresentando, portanto, uma maior riqueza de espécies. De modo geral, as florestas da bacia do rio Tibagi não apresentam uma riqueza específica excepcional, porém há uma alta taxa de substituição de espécies devido à heterogeneidade dos ambientes (ver capítulo 9).

A riqueza de espécies arbóreas e a variação florística encontradas nas regiões da bacia são consequência de uma história evolutiva de milhares de anos — o homem, no entanto, levou pouco tempo para depauperá-las. Ainda assim, com certeza a diversidade de plantas na bacia do rio Tibagi é muito maior do que a aqui apresentada, uma vez que só foram estudadas as espécies arbóreas. É necessário que os estudos continuem para que se conheça melhor essa região e, sobretudo, para endossar a importância da preservação de todo e qualquer remanescente natural dessa bacia hidrográfica.

#### Referências Bibliográficas

- Brummitt, R.K. & Powell, C.E. 1992. Authors of plant names. Royal Botanic Garden, Kew.
- Cronquist, A. 1988. The evolution and classification of flowering plants. 2<sup>nd</sup> ed. The New York Botanical Garden, New York.
- Dias, M.C.; Vieira, A.O.S.; Nakajima, J.N.; Pimenta, J.A. & Lobo, P.C. 1998. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares do rio Iapó, na bacia do rio Tibagi, PR. *Revta. brasil. Bot.*, 21:183-195.
- Do Carmo, M.R.B. 1995. Levantamento florístico e fitossociológico do remanescente florestal da fazenda Doralice, Ibiporã, PR. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Dolibaina, P.C. 1992. Estudo florístico e fitossociológico do Parque Arthur Thomas, Londrina, PR. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Hatschbach, G.G. & Ziller, S.R. 1995. Lista vermelha de plantas ameaçadas de extinção no estado do Paraná. SEMA/GTZ, Curitiba.
- Joly, C.A. 1986. Heterogeneidade ambiental e diversidade de estratégias adaptativas de espécies arbóreas de mata de galeria. In: Anais do 10<sup>o</sup> Simpósio Anual da ACIESP, 50:19-38.
- Klein, R.M. 1990. Os tipos florestais com araucária em Santa Catarina. In: Anais do XXXVI Congresso Brasileiro de Botânica (Curitiba, PR), 1:101-119.

- Klein, R.M. & Hatschbach, G. 1962. Fitofisionomia e notas sobre a vegetação para acompanhar a planta fitogeográfica do município de Curitiba e arredores (Paraná). Bol. Univ. Paraná – Geografia Física, 4:1-30.
- Kolb, R.; Medri, M.E.; Bianchini, E.; Pimenta, J.A.; Giloni, P.C. & Correa, G.T. 1998. Anatomia ecológica de *Sebastiania commersoniana* (Baillon) Smith & Dows (Euphorbiaceae) submetida ao alagamento. Revta. brasil. Bot., 21:305-312.
- Leitão Filho, H.F. 1987. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e subtropicais do Brasil. IPEF-ESALQ/USO, Piracicaba. pp.41-47.
- Lima, H.C. & Guedes-Bruni, R.R. 1997. Plantas arbóreas da Reserva Ecológica de Macaé de Cima. Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em Mata Atlântica. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Moro, R.S.; Rocha, C.H.; Takeda, I.J.M. & Kaczmarech, R. 1996. Análise da vegetação nativa da bacia do rio São Jorge, Ponta Grossa, PR. Publicatio UEPG – Ciências Biológicas e da Saúde, 2(1):33-56.
- Nakajima, J.; Soares-Silva, L.H.; Medri, M.E.; Goldenberg, R. & Correa, G.T. 1996. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ripárias da bacia do rio Tibagi. 5. Fazenda Monte Alegre, município de Telêmaco Borba, Paraná. Arq. Biol. Tecnol., 39:933-948.
- Pirani, J.R. 1997. Simaroubáceas. In: Flora ilustrada catarinense. A. Reis, (ed.). Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí.
- Polhill, R.M.; Raven, P.H. & Strorton, C.H. 1981. Evolution and systematics of the Leguminosae. In: Advances in legume systematics. Part 1. R.M. Polhill & P.R Raven (eds.). Royal Botanic Garden, Kew.
- Rodrigues, R.R. 1991. Análise de um remanescente de vegetação natural às margens do rio Passa Cinco, Ipeúna, SP. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Silva, F.C. & Soares-Silva, L.H. 2000. Arboreal flora of the Godoy Forest State Park, Londrina, PR, Brazil. Edinb. J. Bot. 57(1):107-20.
- Silva, S.M.; Silva, F.C.; Vieira, A.O.S.; Nakajima, J.N.; Pimenta, J.A. & Colli, S. 1992. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi, Paraná. 2. Várzea do rio Bitumirim, município de Ipiranga, PR. Anais do II Congresso Nacional sobre Essências Nativas - Rev. Inst. Flor., 4(parte 1):192-198.
- Silva, F.C.; Fonseca, E.P.; Soares-Silva, L.H.; Müller, C. & Bianchini, E. 1995. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi. 3. Fazenda Bom Sucesso, município de Sapopema, PR. Acta bot. bras., 9:289-302.
- Silveira, M. 1993. Estrutura vegetacional em uma toposequência no Parque Estadual “Mata dos Godoy”. Londrina, PR. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- Soares-Silva, L.H. & Barroso, G.M. 1992. Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta na porção norte do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR, Brasil. In: Anais do VIII Congresso da Sociedade Botânica de São Paulo (Campinas, SP). pp.101-112.
- Soares-Silva, L.H.; Bianchini, E.; Fonseca, E.P.; Dias, M.C.; Medri, M.E. & Zangaro Filho, W. 1992. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi. 1. Fazenda Doralice – Ibiporã, PR. Anais do II Congresso Nacional sobre Essências Nativas - Rev. Inst. Flor., 4(parte 1):199-206.
- Soares-Silva, L.H.; Kita, K.K. & Silva, F.C. 1998. Fitossociologia de um trecho de floresta de galeria no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR, Brasil. Bol. Her. Ezechias Paulo Heringer, 3:46-62.
- Souza, L.R.M. & Vieira, A.O.S. 2000. São Jerônimo da Serra: remanescentes de cerrado na bacia do rio Tibagi (PR). Análise integrada do projeto Aspectos da Fauna e Flora da Bacia do Rio Tibagi. Resumos, p.56. Universidade Estadual de Londrina, Londrina.
- Takeda, I.J.M.; Moro, R.S. & Kaczmarech, R. 1996. Análise florística de um enclave de cerrado no Parque do Quartelá, Tibagi, PR. Publicatio UEPG – Ciências Biológicas e da Saúde, 2(1):21-31.
- Takeda, I.J.M.; Moro, R.S.; Kaczmarech, R.; Bahls, L.M.C.; Bourguignon, M.V. & ScharDOSIN, E. 1998. Levantamento florístico do Parque Municipal Boca da Ronda, Ponta Grossa, PR. Publicatio UEPG – Ciências Biológicas e da Saúde, 4(1):49-63. UEL – Universidade Estadual de Londrina. 1993. Aspectos da fauna e flora da bacia do rio Tibagi. Terceiro Relatório Técnico-Científico, v.1. Londrina.
- Urban, I. 1906. Vitae itineraque collectorum botanicorum. In: Flora brasiliensis. Lipsiae. v.1. Pars 1. C.F.D. von Martius (ed.). Munieque. pp.17 e 105.

## Apêndice

Famílias, gêneros e espécies de árvores que ocorrem na bacia do rio Tibagi, Paraná. AT = alto Tibagi; MT = médio Tibagi; BT = baixo Tibagi.

Famílias (nº de gêneros/ nº de espécies)	Espécies	Nomes comuns	Ocorrência (nº de municípios com registro)
<b>Acanthaceae</b>			
1/2	<i>Justicia brasiliiana</i> Roth <i>Justicia</i> sp.	junta-de-cobra-vermelha	MT (1), BT (7) MT (1), BT (8)
<b>Achatocarpaceae</b>			
1/1	<i>Achatocarpus pubescens</i> C.H.Wright	galinheiro, cabo-de-lança	BT (7)
<b>Agavaceae</b>			
1/1	<i>Cordyline dracaenoides</i> Kunth	uvarana	MT (3)
<b>Anacardiaceae</b>			
3/4	<i>Astronium graveolens</i> Jacq. <i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand <i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl. <i>Schinus terebenthifolius</i> Raddi var. <i>acutifolia</i> Engl. <i>Schinus terebenthifolius</i> Raddi var. <i>pohlana</i> Engl.	aroeira, guaritá	MT (1), BT (5) AT (1) AT (6), MT (5)
<b>Annonaceae</b>			
4/5	<i>Annona cacans</i> Warm. <i>Duguetia lanceolata</i> A. St.-Hil. <i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil. <i>Rollinia emarginata</i> Schltdl. <i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Mart.	araticum-cagão araticum	AT (2), MT (2), BT (3) BT (2) AT (1), MT (3), BT (1) AT (1), MT (3), BT (1) AT (2), MT (7), BT (7)
<b>Apocynaceae</b>			
3/7	<i>Aspidosperma australe</i> Müll. Arg. <i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll. Arg. <i>Aspidosperma parvifolium</i> A. DC. <i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart. <i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg. <i>Rauvolfia sellowii</i> Müll. Arg. <i>Tabernaemontana catharinensis</i> (A. DC.) Miers	guatambu guatambu peroba-rosa leiteiro	MT (3), BT (2) MT (1), BT (1) BT (1) AT (1) AT (1), MT (3), BT (5) AT (1), MT (6), BT (5) MT (4), BT (10)
<b>Aquifoliaceae</b>			
1/6	<i>Ilex brasiliensis</i> (Spreng.) Loes. <i>Ilex brevicuspis</i> Reissek <i>Ilex chaemaedryfolia</i> Reissek <i>Ilex dumosa</i> Reissek <i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil. <i>Ilex theezans</i> Mart.	congonha, orelha-de-mico, caúna-da-serra congoinha, congonha-miúda erva-mate, mate congonha, caúna-miqueira, timoneira	AT (2), MT (3) AT (1), MT (3), BT (1) AT (1) AT (3), MT (3) AT (2), MT (7), BT (1) AT (4), MT (7)
<b>Araliaceae</b>			
4/5	<i>Aralia warmingiana</i> (March.) J. Wen <i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch. <i>Oreopanax fulvum</i> E. March. <i>Schefflera angustissima</i> (March.) Sobral <i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin	tamanqueira, mandiocão, morototó	BT (3) MT (2), BT (2) AT (1), MT (1) MT (1)
<b>Araucariaceae</b>			
1/1	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) O. Kuntze	pinheiro-do-paraná, pinho	AT (3), MT (3)
<b>Areaceae (= Palmae)</b>			
2/2	<i>Euterpe edulis</i> Mart. <i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.	juçara, palmito, palmiteiro, jerivá, coco-de-cachorro, coquinho	MT (1), BT (2) AT (1), MT (2), BT (2)
<b>Asteraceae</b>			
8/25	<i>Baccharis calvescens</i> DC. <i>Baccharis dentata</i> (Vell.) G.M. Barroso <i>Baccharis leucocephala</i> Dusén <i>Baccharis oreophila</i> Malme <i>Baccharis punctata</i> DC. <i>Baccharis schultzei</i> Baker <i>Dasyphyllum brasiliense</i> (Spreng.) Cabrera <i>Dasyphyllum lanceolatum</i> (Less.) Cabrera <i>Dasyphyllum tomentosum</i> (Spreng.) Cabrera		MT (1) MT (1) MT (1) MT (1) AT (1) MT (1) MT (1) MT (1) MT (1) AT (3), MT (3)

continuação

	<i>Eupatorium</i> sp.		AT (1)
	<i>Eupatorium tremulum</i> Hook & Arn.		MT (1)
	<i>Gochnatia paniculata</i> (Less.) Cabrera		MT (1)
	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera		AT (3), MT (1)
	<i>Gochnatia sordida</i> (Less.) Cabrera		MT (3)
	<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme		MT (1)
	<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker		
	subsp. <i>axillaris</i>		MT (1)
	<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker		AT (1), MT (3)
	<i>Piptocarpha sellowii</i> (Sch. Bip.) Baker		AT (2), MT (1), BT (3)
	<i>Raulinoreitzia crenulata</i> (Spreng.)		
	R.M. King & H. Rob.		AT (1)
	<i>Symphopappus compressus</i> (Gardner)		
	B.L. Rob.		AT (1)
	<i>Symphopappus lymansmithii</i> B.L. Rob.		AT (1)
	<i>Vernonia difusa</i> Less.		AT (2), MT (2), BT (1)
	<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	vassourão-preto	AT (2), MT (2)
	<i>Vernonia nitidula</i> Less.		MT (1)
	<i>Vernonia petiolaris</i> DC.		BT (2)
<b>Bignoniaceae</b>			
4/7	<i>Cibistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.		AT (1)
	<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.		BT (1)
	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.		AT (1), MT (1), BT (4)
	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	caroba	AT (3), MT (8), BT (1)
	<i>Tabebuia alba</i> (Cham.) Sandwith		AT (1)
	<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex DC.) Standl.		MT (1)
	<i>Zeyheria tuberculosa</i> Beer		BT (1)
<b>Bombacaceae</b>			
2/2	<i>Chorisia speciosa</i> A. St.-Hil.	paineira	MT (3), BT (3)
	<i>Pseudobombax grandiflorus</i> (Cav.) A. Robyns	embiruçu	MT (1), BT (4)
<b>Boraginaceae</b>			
2/8	<i>Cordia</i> sp. nova		BT (1)
	<i>Cordia curassavica</i> (Jacq.) Roem. & Schult.	balieira, cambará	BT (3)
	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	café-de-bugre	AT (2), MT (6), BT (6)
	<i>Cordia monosperma</i> (Jacq.) Roem. & Schult.		AT (1)
	<i>Cordia polycephala</i> (Lam.) I.M. Johnst.		AT (1), MT (2), BT (5)
	<i>Cordia rufescens</i> A. DC.		MT (3), BT (1)
	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.	louro-pardo	MT (4), BT (6)
	<i>Patagonula americana</i> L.	guajuvira	AT (1), MT (2), BT (4)
<b>Canellaceae</b>			
1/1	<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke	pau-para-tudo, pimenteira	AT (3), MT (2)
<b>Capparaceae</b>			
1/2	<i>Capparis flexuosa</i> (L.) L. subsp. <i>pubescens</i>		BT (4)
	<i>Capparis</i> sp.		MT (1)
<b>Caricaceae</b>			
2/2	<i>Carica quercifolia</i> (A. St.-Hil.) Hieron.		AT (1), MT (3), BT (4)
	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) DC.	jacaratiá, mamão-bravo	MT (1), BT (4)
<b>Caryocaraceae</b>			
1/1	<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.		MT (2)
<b>Cecropiaceae</b>			
1/3	<i>Cecropia lyratiloba</i> Miq.		BT (1)
	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	embaúba, umbaúva	BT (1)
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	embaúba, umbaúva	MT (3), BT (2)
<b>Celastraceae</b>			
2/7	<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	espinheira-santa	MT (4), BT (5)
	<i>Maytenus dasyclada</i> Mart.		MT (1), BT (2)
	<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek		AT (2), MT (7)
	<i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. ex Reissek	espinheira-santa	AT (3), MT (1)
	<i>Maytenus robusta</i> Reissek		AT (3), MT (3)
	<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek		AT (1), MT (5), BT (1)
	<i>Plenckia populnea</i> Reissek		AT (1), MT (2)
<b>Clethraceae</b>			
1/1	<i>Clethra scabra</i> Pers.	carne-de-vaca, caujuja	AT (4), MT (6)
<b>Clusiaceae</b>			
2/2	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana)		
	Zappi		BT (1)
	<i>Kielmeyera rubriflora</i> Cambess.		MT (1)
<b>Combretaceae</b>			
2/3	<i>Combretum fruticosum</i> (Loefl.) Stuntz		BT (2)
	<i>Terminalia triflora</i> (Griseb.) Lillo		MT (1), BT (1)

continuação

	<i>Terminalia reitzii</i> Exell	garajuvinha	MT (1)
<b>Cunoniaceae</b>			
2/4	<i>Lamanonia cuneata</i> Vell.	guaraperê	AT (3), MT (2)
	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.		AT (6), MT (5)
	<i>Weimannia paulliniaefolia</i> Pohl		AT (1), MT (2)
	<i>Weimannia pinnata</i> L.		MT (1)
<b>Cyatheaceae</b>			
1/1	<i>Nephelea setosa</i> (Kaulf.) Tryon		MT (1), BT (1)
<b>Ebenaceae</b>			
1/1	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.		AT (1), MT (4), BT (2)
<b>Elaeocarpaceae</b>			
1/1	<i>Sloanea monosperma</i> Vell.		AT (3), MT (3), BT (2)
<b>Ericaceae</b>			
2/2	<i>Agarista pulchella</i> G. Don. var. <i>pulchella</i>		AT (4), MT (4)
	<i>Gaylussacia brasiliensis</i> (Spr.) Meisn.		AT (3), MT (1)
<b>Erythroxylaceae</b>			
1/5	<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E. Schulz	marmeleiro-bravo	AT (1), MT (1)
	<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E. Schulz		MT (2), BT (2)
	<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.		AT (1), MT (1)
	<i>Erythroxylum myrsinites</i> Mart.		BT (2)
	<i>Erythroxylum suberosum</i> A. St.-Hil.		AT (1)
<b>Euphorbiaceae</b>			
14/23	<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassler) Pax & K. Hoffm.		MT (1), BT (1)
	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	laranjeira-do-mato	AT (1), MT (4), BT (5)
	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	tapiá-guaçu	MT (2), BT (2)
	<i>Alchornea iricurana</i> Casareto		AT (1), MT (1), BT (2)
	<i>Alchornea sidifolia</i> Müll. Arg.		AT (1)
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	tapiá-guaçu, jangadeiro	AT (1), MT (4), BT (8)
	<i>Bernardia sellowii</i> Müll. Arg.		MT (1)
	<i>Croton cf. confinis</i> L.B.Sm. & Downs		BT (1)
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	capixingui	MT (3), BT (6)
	<i>Croton urucurana</i> Baill.		MT (1), BT (4)
	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão		MT (1)
	<i>Julocroton triquiter</i> (Lam.) Didr. var. <i>triquiter</i>		MT (1), BT (3)
	<i>Manihot grahamii</i> Hook.		MT (1), BT (1)
	<i>Margaritaria nobilis</i> L. f.		BT (1)
	<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M. Johnst.		BT (6)
	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.		MT (4), BT (2)
	<i>Phyllanthus acuminatus</i> Vahl		MT (1)
	<i>Phyllanthus sellowianus</i> Müll. Arg.		MT (2)
	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	leiteiro-graúdo	AT (2), MT (3), BT (2)
	<i>Sebastiania brasiliensis</i> (L.) Spreng.	leiteiro	AT (4), MT (9), BT (2)
	<i>Sebastiania schottiana</i> (Müll. Arg.) Müll. Arg.		AT (1), MT (2)
	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill. L.B.Sm. & Downs	branquilha	AT (5), MT (6), BT (5)
	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	canemuçu	MT (1), BT (3)
<b>Flacourtiaceae</b>			
4/10	<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth.	cabroé-mirim	MT (2)
	<i>Banara tomentosa</i> Clos	guassatunga-preta	AT (3), MT (2), BT (2)
	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	guassatunga	AT (8), MT (6), BT (2)
	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	guassatunga	AT (1), MT (3), BT (5)
	<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	guassatunga	AT (7), MT (11), BT (3)
	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	cambroé, guassatunga	AT (3), MT (5), BT (1)
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	café-de-bugre, erva-de-lagarto, guassatunga	AT (5), MT (10), BT (7)
	<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L.	espinho-agulha	MT (4), BT (8)
	<i>Xylosma ciliatifolium</i> (Clos) Eichler	sucará, espinho-de-judeu	AT (6), MT (4), BT (2)
	<i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer	espinho-de-judeu	MT (3), BT (1)
<b>Hippocrateaceae</b>			
2/2	<i>Pristimera andina</i> Miers	cipó-pau	MT (3), BT (1)
	<i>Peritassa campestris</i> (Cambess.) A.C. Sm.		AT (1), MT (1)
<b>Icacinaceae</b>			
1/2	<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) Howard		AT (1), MT (1), BT (1)
	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) Howard		AT (1), MT (1), BT (3)
<b>Lacistemataceae</b>			
1/1	<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat		MT (1)
<b>Lauraceae</b>			
6/30	<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Meisn.) Kosterm.	canela-branca	AT (4), MT (4), BT (2)
	<i>Cinnamomum stenophyllum</i> (Meisn.) Vattimo-Gil		AT (2)



continuação

	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	canela-noz-moscada	AT (2), MT (4)
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	canela-frade	AT (1), MT (7), BT (8)
	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	canela-amarela, canela-fedida, canela-merda	AT (8), MT (6)
	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	canela-branca, canela-de-várzea	AT (2), MT (7), BT (4)
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	canela-preta, canelinha	AT (2), MT (6), BT (15)
	<i>Nectandra nitidula</i> Nees		AT (1)
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	canela-ferrugem	MT (1), BT (1)
	<i>Ocotea bicolor</i> Vattimo-Gil		AT (1), MT (4)
	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez		AT (2), MT (5), BT (1)
	<i>Ocotea dyospirifolia</i> (Meisn.) Mez	canela	AT (1), MT (2), BT (2)
	<i>Ocotea glaziovii</i> Mez		AT (1)
	<i>Ocotea elegans</i> Mez	canela	MT (1), BT (5)
	<i>Ocotea indecora</i> Schott	canela	AT (1), MT (6), BT (7)
	<i>Ocotea lancifolia</i> (Schott) Mez		MT (3)
	<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez		MT (1)
	<i>Ocotea lobbii</i> (Meisn.) Rohwer	sassafrazinho-do-campo	MT (1)
	<i>Ocotea minarum</i> (Nees & Mart. ex Nees) Mart.		MT (1)
	<i>Ocotea nutans</i> (Nees) Mez		AT (4), MT (4)
	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rowher		AT (1)
	<i>Ocotea porosa</i> (Nees) Barroso	imbuia	AT (5), MT (2)
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	canela-gosmenta, canela-sebo, canela-guaicá	AT (5), MT (7), BT (3)
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	canela-lageana	AT (6), MT (8)
	<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	canela	MT (4), BT (2)
	<i>Ocotea tristis</i> (Nees) Mez		AT (2), MT (3)
	<i>Persea alba</i> Nees		AT (1), MT (1)
	<i>Persea pyrifolia</i> Nees	massaranduba	MT (2)
	<i>Persea racemosa</i> (Vell.) Mez		AT (1), MT (1)
	<i>Persea venosa</i> Nees & Mart. ex Nees		AT (2), MT (1)
<b>Lecythidaceae</b>			
1/1	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	jequitibá	MT (2), BT (2)
<b>Leguminosae-Caesalpinioideae</b>			
6/12	<i>Bauhinia forficata</i> Link	pata-de-vaca, unha-de-vaca	AT (1), MT (6), BT (12)
	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.		MT (5), BT (3)
	<i>Bauhinia uruguayensis</i> Benth.		BT (2)
	<i>Cassia leptophylla</i> Vog.		AT (3), MT (1)
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	copaíba, pau-d'óleo	AT (1), MT (4), BT (2)
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	canafístula, guraúcaia	MT (1), BT (5)
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	amendoim-bravo, sucupira	MT (1), BT (4)
	<i>Senna araucarietorum</i> H.S. Irwin & Barneby	fedegoso	MT (2), BT (1)
	<i>Senna multijuga</i> (L.C.Rich.) H.S. Irwin & Barneby subsp. <i>lindleyana</i> (Gardner) Irwin		
	var. <i>lindleyana</i> H.S. Irwin & Barneby	fedegoso, pau-cigarra	AT (1), MT (4), BT (5)
	<i>Senna splendida</i> (Vog.) H.S. Irwin & Barneby	fedegoso	AT (1), MT (3), BT (2)
	<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H.S. Irwin & Barneby		BT (1)
	var. <i>spectabilis</i>		BT (1)
	<i>Senna tenuifolia</i> (Vog.) H.S. Irwin & Barneby		
<b>Mimosoideae</b>			
11/28	<i>Acacia farnesiana</i> Willd.	coronha, esponjeira	BT (1)
	<i>Acacia martusiana</i> (Steud.) Burkart		AT (1), BT (3)
	<i>Acacia plumosa</i> Lowe	arranha-gato, vamos-junto	AT (1), MT (1), BT (1)
	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	monjoleiro, juqueri-guaçu	MT (2), BT (6)
	<i>Acacia recurva</i> Benth.	nhapindá, vamos-junto	AT (4), MT (2), BT (2)
	<i>Acacia tenuifolia</i> (L.) Willd.		BT (1)
	<i>Acacia velutina</i> DC.	unha-de-gato, vamos-junto	BT (4)
	<i>Albizia niopoides</i> (Benth.) Burkart	angico-branco	AT (1), MT (1), BT (1)
	<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip	angico-branco	AT (1), MT (2), BT (1)
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	angico-branco, cambuí-angico	AT (1), MT (7), BT (5)
	<i>Anadenanthera falcata</i> (Benth.) Speg.	angico-do-cerrado, angico-do-campo	MT (1)
	<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan		AT (1), MT (1), BT (1)
	<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	cabelo-de-anjo, angico-de-banhado	MT (2), BT (3)
	<i>Calliandra seloi</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	sarandi, esponjinha	MT (2), BT (1)
	<i>Calliandra tweediei</i> Benth.	topete-de-cardeal	MT (2), BT (1)
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	orelha-de-negro, timbaúva	MT (1), BT (4)
	<i>Inga marginata</i> Willd.	ingá-feijão, ingá-dedo	AT (1), MT (6), BT (10)
	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	ingá-ferradura	MT (5), BT (2)
	<i>Inga striata</i> Benth.	ingá-banana, ingá-cipó	MT (2), BT (8)
	<i>Inga vera</i> Willd.	ingá	MT (2), BT (4)
	<i>Inga virescens</i> Benth.	ingá-verde	AT (4), MT (2), BT (2)

continuação

	<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & J.W. Grimes	chico-pires, angico-rajado	MT (3)
	<i>Mimosa aurivilla</i> Mart.		MT (2)
	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze		BT (3)
	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	bracatinga	AT (1), MT (3)
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	angico-vermelho, gurucaia	MT (4), BT (12)
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	pau-jacaré	MT (1), BT (14)
	<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	barbatimão, casca-sagrada	AT (1), MT (3)
<b>Papilionoideae</b>			
16/29	<i>Acosmium subelegans</i> (Vog.) Yakovlev	amendoim-falso, sucupira-branca	MT (2)
	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth.	araribá, araruna	MT (2), BT (9)
	<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vog.	caroba-brava, jacarandá	AT (4), MT (3)
	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	imbira	AT (5), MT (8), BT (6)
	<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	jacarandá-do-cerrado, cavuna-do-cerrado	MT (1)
	<i>Erythrina crista-galli</i> L.	corticeira	MT (3), BT (1)
	<i>Erythrina falcata</i> Benth.	mulungu	MT (7), BT (3)
	<i>Exostyles</i> sp. nova		BT (1)
	<i>Holocalyx balansae</i> Mich.	alecrim-de-campinas	MT (1), BT (3)
	<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.	angelim-bravo, rabo-de-macaco	AT (2), MT (3), BT (12)
	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.		
	Azevedo	embira-de-sapo, embira-branco	AT (2), MT (2), BT (6)
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	feijão-cru, timbó	AT (1), MT (2), BT (8)
	<i>Lonchocarpus nitidus</i> (Vog.) Benth.	canela-branca	AT (1), MT (2)
	<i>Lonchocarpus subglaucescens</i> Mart. ex Benth.	embira-de-sapo, timbó	AT (3), MT (5), BT (1)
	<i>Luetzelburgia guaissara</i> Toledo		BT (3)
	<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	bico-de-pato	MT (1), BT (3)
	<i>Machaerium acutifolium</i> Vog.	jacarandá	MT (1)
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vog.		MT (1)
	<i>Machaerium nictitans</i> (Vell.) Benth.	bico-de-pato, jacaraná-ferro	AT (2), MT (5), BT (6)
	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	jacarandá	AT (2), MT (4), BT (6)
	<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	caviúna	BT (7)
	<i>Machaerium stipitatum</i> Vog.	sapuva, farinha-seca	AT (1), MT (5), BT (12)
	<i>Myrocarpus frondosus</i> M. Allemão	óleo-pardo	AT (1), MT (1), BT (2)
	<i>Myroxylon peruiferum</i> L.	cabreúva-vermelha, bálsamo	BT (3)
	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	olho-de-cabra, olho-de-boi	MT (1)
	<i>Poecilanthus parviflora</i> Benth.	coração-de-negro	MT (1), BT (5)
	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	folha-larga, pau-sangue	BT (1)
	<i>Sesbania virgata</i> (Cav.) Pers.	cambaí	MT (2), BT (2)
	<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.		BT (1)
<b>Loganiaceae</b>			
1/1	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	anzol-de-lontra	AT (2), MT (6), BT (5)
<b>Lythraceae</b>			
1/2	<i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil.	louro-da-serra, dedaleiro	AT (4), MT (5)
	<i>Lafoensia petiolata</i> Koehne		AT (1), MT (1)
<b>Magnoliaceae</b>			
1/1	<i>Talauma ovata</i> A. St.-Hil.	magnolia-do-brejo	MT (1)
<b>Malvaceae</b>			
2/4	<i>Abutilon amoenum</i> K. Schum.		AT (1), MT (2)
	<i>Abutilon bedfordianum</i> A. St.-Hil. & Naud.		MT (1)
	<i>Abutilon rufinerve</i> A. St.Hil.		MT (1)
	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	louro-branco, algodoeiro	MT (2), BT (6)
<b>Malpighiaceae</b>			
1/1	<i>Bunchosia pallescens</i> Skottsb.		MT (1), BT (2)
<b>Melastomataceae</b>			
3/17	<i>Leandra regnelii</i> (Triana) Cogn.		MT (5)
	<i>Leandra purpurascens</i> (DC.) Cogn.		MT (1)
	<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana		AT (1), MT (1)
	<i>Miconia budleioides</i> Triana		BT (1)
	<i>Miconia cinerascens</i> Miq. var. <i>cinerascens</i>		AT (2), MT (8), BT (4)
	<i>Miconia collatata</i> Wurdack		BT (5)
	<i>Miconia discolor</i> DC.		MT (1), BT (10)
	<i>Miconia hyemalis</i> Naudin		AT (1), MT (3)
	<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin		MT (2), BT (1)
	<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naud.		MT (1)
	<i>Miconia petropolitana</i> Cogn.		MT (5), BT (1)
	<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin		MT (6), BT (8)
	<i>Miconia sellowiana</i> Naud.		AT (1), MT (5)
	<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Cogn.		AT (1), MT (3)
	<i>Miconia</i> cf. <i>tristis</i> subsp. <i>australis</i> Wurdack		BT (1)
	<i>Tibouchina martialis</i> (Cham.) Cogn.		MT (1)

continuação

	<i>Tibouchina sellowiana</i> Cogn.		MT (5), BT (2)
<b>Meliaceae</b>			
4/11	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	cajarana, canjarana	AT (3), MT (5), BT (10)
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	cedro-rosa	AT (6), MT (4), BT (5)
	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer		BT (3)
	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	figo-do-mato	AT (1), MT (2), BT (9)
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	ataúba	AT (1), MT (8), BT (11)
	<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	catiguá-vermelho	MT (2), BT (8)
	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	catiguá	MT (3), BT (12)
	<i>Trichilia clauseni</i> C. DC.	catiguá	AT (1), MT (3), BT (7)
	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.		AT (1), MT (5), BT (15)
	<i>Trichilia pallens</i> C. DC.		MT (4), BT (4)
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.		BT (9)
<b>Monimiaceae</b>			
3/7	<i>Hennecartia omphalandra</i> Poiss.		MT (2)
	<i>Mollinedia blumenaviana</i> Perkins		AT (2), MT (6), BT (2)
	<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	pimenteira, capixim	AT (2), MT (8), BT (4)
	<i>Mollinedia elegans</i> Tul.		AT (3), MT (1)
	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins		MT (1)
	<i>Mollinedia widgrenii</i> DC.		BT (2)
	<i>Siparuna glossostyla</i> Perkins		BT (1)
<b>Moraceae</b>			
3/9	<i>Ficus glabra</i> Vell.		BT (3)
	<i>Ficus guaranítica</i> Chodat	guapof	MT (3), BT (7)
	<i>Ficus insipida</i> Willd.	figueira-do-brejo, figueira-branca	AT (1), MT (1), BT (6)
	<i>Ficus luschnatiana</i> (Miq.) Miq.		AT (2), MT (6), BT (2)
	<i>Ficus obtusiuscula</i> Willd.		BT (1)
	<i>Ficus organensis</i> (Miq.) Miq.		MT (2), BT (1)
	<i>Ficus trigonata</i> L.		MT (1), BT (3)
	<i>Maclura tinctoria</i> L.	tajuva	MT (3), BT (5)
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) Bürger, Lanj. & Boer	capiricica, cincho	AT (1), MT (5), BT (9)
<b>Myrsinaceae</b>			
2/9	<i>Myrsine balansae</i> (Mez) Otegui		MT (5), BT (10)
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br.		AT (3), MT (8), BT (4)
	<i>Myrsine gardneriana</i> A. DC.		MT (2), BT (1)
	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze		BT (2)
	<i>Myrsine laetevirens</i> (Mez) Arechav.		BT (2)
	<i>Myrsine lancifolia</i> Mart.		AT (1)
	<i>Myrsine loefgrenii</i> (Mez) Otegui		AT (1), MT (1), BT (4)
	<i>Myrsine parvula</i> (Mez) Otegui		AT (3), MT (1)
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	capororoca	AT (4), MT (11), BT (2)
<b>Myrtaceae</b>			
18/76	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	murta	AT (5), MT (4), BT (3)
	<i>Calycorectes psidiiflorus</i> (O. Berg) Sobral	cambuí	MT (2), BT (8)
	<i>Calypttranthes concinna</i> DC.	guamirim-ferro	AT (7), MT (9), BT (7)
	<i>Calypttranthes grandifolia</i> O. Berg	guamirim-chorão	MT (2)
	<i>Calypttranthes tricona</i> D. Legrand		BT (1)
	<i>Campomanesia eugenioides</i> (Cambess.) O. Berg		BT (1)
	<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	guabiroba-de-árvore	AT (1), MT (2), BT (3)
	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	sete-capotes, capoteira	MT (4), BT (3)
	<i>Campomanesia neriiflora</i> (O. Berg) Nied.		BT (1)
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	guabirobeira	AT (3), MT (7), BT (4)
	<i>Eugenia blastantha</i> (O. Berg) D. Legrand	grumixama-miúda	AT (2), MT (7), BT (4)
	<i>Eugenia bracteata</i> Vell.		MT (2), BT (5)
	<i>Eugenia burkartiana</i> (D. Legrand) D. Legrand	guamirim	MT (1), BT (1)
	<i>Eugenia dodoneifolia</i> Camb.		MT (1)
	<i>Eugenia florida</i> DC.	guamirim	MT (1), BT (3)
	<i>Eugenia handroana</i> D. Legrand		AT (1), MT (1), BT (1)
	<i>Eugenia hyemalis</i> Cambess.	guaramirim-de-folha-miúda	AT (3), MT (6), BT (7)
	<i>Eugenia moraviana</i> O. Berg	cambuí	BT (9)
	<i>Eugenia multiovulata</i> Mattos		MT (1)
	<i>Eugenia neolanceolata</i> Sobral		MT (1)
	<i>Eugenia neoverrucosa</i> Sobral		AT (11), MT (4), BT (4)
	<i>Eugenia pluriflora</i> DC.		AT (3), MT (1), BT (1)
	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	uvaia	AT (7), MT (4), BT (4)
	<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand	batinga-branca	AT (2), MT (1), BT (1)
	<i>Eugenia speciosa</i> Cambess.		AT (3), MT (3)

continuação

<i>Eugenia stictosepala</i> Kiaersk. var. <i>melanogyna</i> Legrand		BT (1)
<i>Eugenia uniflora</i> L.	pitangueira	AT (5), MT (3), BT (5)
<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	batinga-vermelha	AT (4), MT (2)
<i>Eugenia</i> sp. nova		MT (1)
<i>Gomidesia affinis</i> (Cambess.) D. Legrand.		MT (2), BT (1)
<i>Gomidesia anacardiifolia</i> (Gardn.) O. Berg		MT (1)
<i>Gomidesia palustris</i> (DC.) Kausel	guamirim	AT (7), MT (2)
<i>Gomidesia sellowiana</i> O. Berg		AT (4), MT (1)
<i>Hexachlamys edulis</i> (O. Berg) Kausel & D. Legrand		BT (2)
<i>Hexachlamys itatiaiaensis</i> Mattos	araçazeiro	BT (4)
<i>Marlierea</i> sp. nova		AT (1), MT (1)
<i>Myrceugenia alpigena</i> (DC) Landrum		AT (1), MT (1)
<i>Myrceugenia euosma</i> (O. Berg) D. Legrand		AT (6), MT (2), BT (1)
<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess. D. Legrand & Kausel	guaramirim, cambuí	AT (1)
<i>Myrceugenia hatschbachii</i> Landrum		AT (6), MT (2)
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardn.) D. Legrand & Kausel	guamirim	AT (1), MT (3), BT (3)
<i>Myrceugenia ovata</i> var. <i>regnelliana</i> (O. Berg)	Landrum	AT (1)
<i>Myrceugenia rufescens</i> (DC.) D. Legrand & Kausel		MT (1)
<i>Myrcia arborescens</i> O. Berg		AT (4), MT (3)
<i>Myrcia bombycina</i> (O. Berg) Nied.		AT (1), MT (4)
<i>Myrcia breviramis</i> (O. Berg) D. Legrand.	guamirim	AT (3), MT (5)
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.		AT (2), MT (3)
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.		MT (2)
<i>Myrcia hatschbachii</i> D. Legrand	caaingá, guamirim	AT (3), MT (1)
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.		AT (4), MT (6), BT (4)
<i>Myrcia leptoclada</i> DC.		MT (5)
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	cambuí	AT (4), MT (7), BT (1)
<i>Myrcia obtecta</i> (O. Berg) Kiaersk.	guamirim-branco	AT (7), MT (5)
<i>Myrcia ramulosa</i> DC.		MT (1)
<i>Myrcia richardiana</i> Berg var. <i>fenzliana</i> (O. Berg) D. Legrand		AT (1)
<i>Myrcia rostrata</i> DC.	guamirim-de-folhas-finas, pau-tinta	AT (6), MT (5)
<i>Myrcia sosias</i> D. Legrand		AT (1)
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.		AT (1), MT (1), BT (2)
<i>Myrcia venulosa</i> DC.		AT (5), MT (3), BT (1)
<i>Myrcianthes gigantea</i> (D. Legrand) O. Berg		AT (2), MT (1)
<i>Myrcianthes pungens</i> (O. Berg) D. Legrand		MT (1), BT (2)
<i>Myrciaria cuspidata</i> O. Berg	cambuí	AT (2), MT (3), BT (1)
<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O. Berg		AT (3), MT (4)
<i>Myrciaria floribunda</i> (West ex Willd.) O. Berg		AT (3), MT (3), BT (3)
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg	cambuí	AT (4)
<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott		AT (1)
<i>Neomitranthes gemballae</i> (D. Legrand) D. Legrand		AT (1)
<i>Neomitranthes glomerata</i> (D. Legrand) D. Legrand		BT (2)
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum		MT (2)
<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	guamirim	MT (3), BT (1)
<i>Plinia trunciflora</i> (O. Berg) Kausel	jabuticabeira	AT (1), MT (1), BT (2)
<i>Psidium cattleyanum</i> Sabine		AT (1), MT (1), BT (2)
<i>Psidium spathulatum</i> Mattos	araçá	MT (1)
<i>Psidium cuneatum</i> Cambess.		MT (2)
<i>Siphoneugenia reitzii</i> D. Legrand		MT (2), BT (1)
<i>Siphoneugenia widgreniana</i> O. Berg		MT (3)
<b>Nyctaginaceae</b>		
3/6		
<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	três-marias, primavera	MT (3), BT (7)
<i>Guapira areolata</i> (Heimerl) Lundell		BT (1)
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell		MT (3), BT (1)
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	maria-mole	MT (5), BT (2)
<i>Pisonia aculeata</i> L.		BT (3)
<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl		MT (2), BT (3)

continuação

<b>Ochnaceae</b>			
1/1	<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.		MT (4)
<b>Olacaceae</b>			
2/3	<i>Schoepfia brasiliensis</i> DC.		MT (1)
	<i>Schoepfia lucida</i> Pulle		MT (1), BT (1)
	<i>Ximenia americana</i> L.		AT (1)
<b>Oleaceae</b>			
1/1	<i>Chionanthus filiformis</i> (Vell.) P.S. Green		AT (1), MT (1)
<b>Opiliaceae</b>			
1/1	<i>Agonandra engleri</i> Hoehne		MT (1)
<b>Phytolaccaceae</b>			
3/3	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	pau-d'alho	MT (2), BT (9)
	<i>Phytolacca dioica</i> L.	umbu, maria-mole, cebolão	AT (2), MT (3), BT (3)
	<i>Seguiera aculeata</i> Jacq.		MT (1), BT (3)
<b>Picramniaceae</b>			
1/3	<i>Picramnia excelsa</i> Kuhlmann ex Pirani		AT (1), MT (2)
	<i>Picramnia parviflora</i> Engl.		AT (1), MT (1), BT (1)
	<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	cedrinho, cedrilho	MT (2), BT (4)
<b>Piperaceae</b>			
1/2	<i>Piper amalago</i> L.	erva-de-junta, pimenteira	BT (1)
	<i>Piper crassinervium</i> H.B.K.		BT (1)
<b>Podocarpaceae</b>			
1/1	<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.		AT (1)
<b>Polygonaceae</b>			
1/1	<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	farinha-seca, viraru	AT (4), MT (2), BT (5)
<b>Proteaceae</b>			
2/3	<i>Euplassa</i> sp.		MT (1)
	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	carvalho-brasileiro	AT (3), MT (5), BT (1)
	<i>Roupala cataractarum</i> Sleumer		AT (1), MT (1)
<b>Rhamnaceae</b>			
3/3	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	sobraji, sobrasil	MT (2), BT (7)
	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek		BT (3)
	<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw. var. <i>pubescens</i> (Reissek) M.C. Johnston		AT (5), MT (5), BT (2)
<b>Rosaceae</b>			
2/2	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	pessegueiro-bravo	AT (2), MT (8), BT (7)
	<i>Quilaja brasiliensis</i> Mart.		AT (1)
<b>Rubiaceae</b>			
14/25	<i>Alibertia concolor</i> (Cham.) K. Schum.		AT (1), MT (4), BT (1)
	<i>Alibertia myrciifolia</i> K. Schum.		AT (1)
	<i>Alibertia</i> sp.		BT (1)
	<i>Alseis floribunda</i> Schott		MT (2), BT (4)
	<i>Bathysa meridionalis</i> L.B.Sm. & Downs		MT (1), BT (1)
	<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schtdl.		AT (4), MT (3), BT (1)
	<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Benth. & Hook. ex Müll. Arg.		AT (2), MT (1), BT (2)
	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.		AT (1), MT (4), BT (1)
	<i>Faramea porophylla</i> (Vell.) Müll. Arg.	pimenteira	AT (1), MT (4), BT (3)
	<i>Guettarda uruguensis</i> Cham. & Schtdl.		AT (2), MT (1)
	<i>Ixora venulosa</i> Benth.		MT (1)
	<i>Ixora</i> sp.		BT (1)
	<i>Palicourea macrobotrys</i> (Ruiz & Pav.) Roem. & Schult.		MT (1), BT (7)
	<i>Palicourea marcgravii</i> A. St.-Hil.		AT (3), MT (1)
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.		AT (4), MT (6), BT (10)
	<i>Psychotria kleinii</i> L.B.Sm. & Downs		BT (2)
	<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schtdl.		MT (2), BT (3)
	<i>Psychotria myriantha</i> Müll. Arg.		AT (4), MT (7), BT (11)
	<i>Psychotria sessilis</i> (Vell.) Müll. Arg.		AT (2), MT (3), BT (3)
	<i>Psychotria suterella</i> Müll. Arg.		MT (1), BT (2)
	<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.		AT (2), MT (2), BT (2)
	<i>Randia nitida</i> (H.B.K.) DC.		AT (2), MT (6), BT (4)
	<i>Rudgea jasminioides</i> (Cham.) Müll. Arg.		AT (4), MT (11), BT (7)
	<i>Rudgea parquioides</i> (Cham.) Müll. Arg.		MT (2), BT (3)
	<i>Simira corumbaensis</i> (Standl.) Steyererm.		BT (1)
<b>Rutaceae</b>			
6/12	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	pau-marfim	MT (6), BT (5)
	<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A. St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	cutia, mamoninho	MT (7), BT (9)
	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	pau-de-cutia, cutia	AT (2), MT (5), BT (2)
	<i>Helietta apiculata</i> Benth.		MT (1)

continuação

	<i>Metrodorea nigra</i> A. St.-Hil.		BT (3)
	<i>Pilocarpus pauciflorus</i> A. St.-Hil.		MT (3), BT (1)
	<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	cutia-branca, jaborandi	MT (1), BT (13)
	<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	mamica-de-porca	MT (3), BT (4)
	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	mamica-de-porca	AT (1), MT (1), BT (8)
	<i>Zanthoxylum kleinii</i> (Cowan) Waterman		AT (3)
	<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil.		MT (2), BT (1)
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	jujevê, coentrilho	AT (8), MT (7), BT (8)
<b>Salicaceae</b>			
1/1	<i>Salix humboltiana</i> Willd.		AT (1)
<b>Sapindaceae</b>			
4/7	<i>Allophyllus edulis</i> (A. St.-Hil. et al.) Radlk.		AT (2), MT (2)
	<i>Allophyllus guaraniticus</i> (A. St.-Hil.) Radlk.	vacum	AT (3), MT (3), BT (4)
	<i>Allophyllus pauciflorus</i> Radlk.		MT (1)
	<i>Allophyllus petiolulatus</i> Radlk.		MT (1), BT (1)
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	cuvatã, camboatã	AT (5), MT (6), BT (9)
	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	maria-preta, correira	AT (1), MT (4), BT (5)
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	miguel-pintado	AT (7), MT (8), BT (3)
<b>Sapotaceae</b>			
3/4	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichl.) Engl.	guatambu-de-leite, aguai-da-serra	MT (4), BT (14)
	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook & Arn.) Radlk.	aguai-vermelho	AT (1), MT (4), BT (5)
	<i>Pouteria beaurepairei</i> (Glaz. & Raunk.) Baehni		MT (1), BT (2)
	<i>Sideroxylon</i> sp.		BT (1)
<b>Simaroubaceae</b>			
1/1	<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Engl.	cedrinho, pau-amargo	MT (3), BT (1)
<b>Solanaceae</b>			
7/35	<i>Athenaea picta</i> (Mart.) Sendtn.		AT (1), MT (1)
	<i>Aureliana fasciculata</i> (Vell.) Sendtn.		AT (1), MT (3)
	<i>Capsicum flexuosum</i> Sendt.		MT (1)
	<i>Cestrum amictum</i> Schldl.		MT (3), BT (1)
	<i>Cestrum corymbosum</i> Schldl.		A (2), MT (3)
	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	coerana	AT (1), MT (5), BT (13)
	<i>Cestrum sendtnerianum</i> Mart. ex Sendtn.		BT (1)
	<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.		MT (6), BT (7)
	<i>Lycianthes</i> sp.1		BT (2)
	<i>Solanum</i> aff. <i>cassioides</i> L.B.Sm. & Downs		MT (1)
	<i>Solanum argenteum</i> Dunal	joá-manso	MT (2), BT (5)
	<i>Solanum bullatum</i> Vell.		MT (2)
	<i>Solanum caeruleum</i> Vell.		MT (1), BT (3)
	<i>Solanum caavurana</i> Vell.		BT (4)
	<i>Solanum diploconos</i> (Mart.) Bohs		MT (6), BT (5)
	<i>Solanum gnaphalocarpum</i> Vell.		BT (1)
	<i>Solanum granuloseprosum</i> Dunal		AT (1), MT (6), BT (15)
	<i>Solanum johannae</i> Bitter		AT (1)
	<i>Solanum lacerdae</i> Dusen		AT (4)
	<i>Solanum megalochiton</i> Mart.		AT (1)
	<i>Solanum paranaense</i> Dusen		AT (3)
	<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.		AT (2), MT (8), BT (4)
	<i>Solanum reitzii</i> Smith & Downs	canema	AT (2), MT (1), BT (1)
	<i>Solanum rufescens</i> Sendtn.		AT (1)
	<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	joá-manso	AT (1), MT (7), BT (5)
	<i>Solanum sciadostylis</i> (Sendtn.) Bohs		MT (1)
	<i>Solanum scuticum</i> M. Nee		MT (2), BT (5)
	<i>Solanum schwackei</i> Glaz.		BT (1)
	<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	pratinha	MT (3), BT (2)
	<i>Solanum trachytrichium</i> Bitt		MT (1), BT (1)
	<i>Solanum variabile</i> Mart.		AT (3), MT (1), BT (1)
	<i>Solanum</i> sp.1		BT (1)
	<i>Solanum</i> sp.2		MT (1), BT (2)
	<i>Solanum</i> sp.3		BT (1)
	<i>Vassobia breviflora</i> (Sendt.) A.F. Hunz.		AT (1), MT (7), BT (8)
<b>Sterculiaceae</b>			
2/2	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	mutambo	MT (1), BT (8)
	<i>Helicteres brevispira</i> A. St.-Hil.		MT (1), BT (1)
<b>Styracaceae</b>			
1/2	<i>Styrax acuminatus</i> Pohl	carne-de-vaca	MT (1), BT (1)
	<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	carne-de-vaca, pau-de-remo	AT (4), MT (5), BT (1)

continuação

<b>Symplocaceae</b>			
1/7	<i>Symplocos celastrinea</i> Mart. ex Miq.		AT (2), MT (2), BT (1)
	<i>Symplocos glanduloso-marginata</i> Hoehne		AT (1)
	<i>Symplocos nitens</i> (Pohl) Benth. var. <i>clausseii</i>		AT (1)
	<i>Symplocos pentandra</i> Occhioni		AT (2)
	<i>Symplocos pubescens</i> Klotzsch & Benth.		AT (1), MT (1)
	<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand		AT (4), MT (6)
	<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	pau-de-cangalha	AT (4), MT (4)
<b>Theaceae</b>			
1/1	<i>Gordonia fruticosa</i> (Schrader) H. Keng		AT (2), MT (4)
<b>Thymelaeaceae</b>			
1/3	<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevlng	embira	AT (5), MT (5)
	<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	embira	AT (3), MT (2)
	<i>Daphnopsis sellowiana</i> Taub.		AT (3)
<b>Tiliaceae</b>			
2/3	<i>Heliocarpus americanus</i> L.		MT (2), BT (10)
	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	açoita-cavalo	AT (5), MT (4), BT (4)
	<i>Luehea paniculata</i> Mart.		BT (1)
<b>Ulmaceae</b>			
2/3	<i>Celtis ehrenbergiana</i> (Klotzsch) Sielm		MT (1)
	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.		AT (1), MT (3), BT (2)
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	crindiúva	MT (4), BT (12)
<b>Urticaceae</b>			
2/3	<i>Boehmeria caudata</i> Sw.		MT (2), BT (2)
	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich.	urtiga, urtigão	MT (1), BT (5)
	<i>Urera caracasana</i> (Jacq.) Griseb.		BT (2)
<b>Verbenaceae</b>			
5/12	<i>Aegiphila brachiata</i> Vell.		MT (5), BT (4)
	<i>Aegiphila candelabrum</i> Briq.		BT (2)
	<i>Aegiphila mediterranea</i> Vell.		AT (1), MT (2), BT (5)
	<i>Aegiphila paraguayensis</i> Briq.		AT (1), MT (2)
	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.		AT (4), MT (6), BT (1)
	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	cidró, erva-santa	MT (2), BT (5)
	<i>Aloysia oblanceolata</i> Moldenke		MT (1)
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.		BT (4)
	<i>Citharexylum solanaceum</i> Cham.		AT (1)
	<i>Duranta plumeri</i> Jacq.	violetera	BT (2)
	<i>Duranta vestita</i> Cham.		MT (1)
	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	tarumã, tarumã-preta	AT (6), MT (8), BT (2)
<b>Violaceae</b>			
1/1	<i>Hybanthus biggibosus</i> (A. St.-Hil.) Hassl.		MT (1), BT (2)
<b>Vochysiaceae</b>			
3/5	<i>Callisthene hassleri</i> Briq.		MT (1)
	<i>Qualea cordata</i> Spreng.		AT (1), MT (3)
	<i>Qualea dichotoma</i> (Mart.) Warm.		MT (1)
	<i>Vochysia magnifica</i> Warm.		AT (1)
	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.		MT (1)
<b>Winteraceae</b>			
1/2	<i>Drimys angustifolia</i> Miers		AT (1), MT (2)
	<i>Drimys brasiliensis</i> Miers subsp. <i>sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Ehrend. & Gottsb.	casca-de-anta	AT (3), MT (1)

## Fatores ambientais, diversidade e similaridade em florestas da bacia do rio Tibagi

José M. D. Torezan e Marcos Silveira

**ABSTRACT** – (Environmental factors, diversity and similarity in forests of the Tibagi River Basin) This chapter presents a comparison of diversity, species wealth and floristic similarity among forest inventories in the Tibagi River Basin, belonging to two forest types (seasonal semi-deciduous and mixed rain forest). Eight of these inventories with uniform methodology were used. The alfa diversity increases from the south (upstream) to the north side (downstream), and there is a high rate of species turnover (beta diversity) along the basin. Altitude, forest type and the proportion of floodable terrain can explain well the differences in community structure, but their variation did occur aligned with the S-N axis. The following are needed to discriminate the effects of each one: 1) more samples with floodable terrain in the north; 2) adequate statistical analysis, such as multivariate analysis.

Key words – Alfa diversity, beta diversity, biodiversity, diversity, flooding, similarity, Tibagi River Basin, tropical forests.

### INTRODUÇÃO

Os fatores que influenciam a estrutura e a dinâmica das comunidades vegetais manifestam-se em várias escalas. Estas podem ser locais, como características de solos, alagamento e drenagem (Kalliola *et al.*, 1988; Puhakka & Kalliola, 1995), regionais, como as médias de temperatura e a ocorrência de geadas e quantidade e distribuição das chuvas (Veloso *et al.*, 1991), ou continentais, como as variações climáticas de larga escala (Walter, 1986).

Analisar a interação dos vários níveis é uma tarefa complexa. Os padrões observados nas comunidades (diversidade, similaridade e dominância de espécies ou grupos de espécies) devem ser associados com os fatores ambientais através de ferramentas adequadas.

A maior parte dos estudos disponíveis sobre as florestas do Sul e do Sudeste brasileiros descreve áreas em particular (entre outros, Gibbs *et al.*, 1980; Torres *et al.*, 1994) ou compara áreas de um mesmo local (por exemplo, Mantovani *et al.*, 1989).

Os estudos quantitativos disponíveis para ecossistemas florestais da bacia do rio Tibagi (BRT) (ver tabela 1 do capítulo 8) descrevem comunidades de árvores em condições bastante variáveis de clima, solo, topografia, influência de cheias dos rios e perturbação antrópica,

além de incluírem florestas pertencentes a duas tipologias distintas: floresta estacional e floresta ombrófila.

Com base nesses dados, procurou-se identificar padrões de variação da diversidade e da similaridade dos ecossistemas florestais da BRT e associar esses padrões a fatores ambientais.

Para tanto, foram selecionados estudos com metodologia compatível, resultando no uso de oito dos inventários disponíveis, com o objetivo de testar as seguintes hipóteses: 1) a floresta ombrófila mista (FOM) seria mais diversa do que a floresta estacional semidecidual (FES), em razão da mistura de espécies da primeira e da suposta estacionalidade da segunda; 2) a presença de inundações reduziria a diversidade; 3) comunidades em maior altitude e maior latitude (mais ao sul) teriam menor diversidade; 4) latitude, altitude, inundações e tipologia florestal explicariam as diferenças na composição.

### MÉTODOS

#### Localização das Áreas e Caracterização Ambiental

As áreas de estudo foram alocadas ao longo do eixo maior da bacia, em sentido S-N, às margens do próprio rio Tibagi ou nas de afluentes diretos (tab. 1). Também em sentido S-N, encontra-se um gradiente de altitude,



**Tabela 1.** Características ambientais das áreas estudadas. Tipologia: FES = floresta estacional semidecidual; FOM = floresta ombrófila mista; altitude: cota máxima em metros s.n.m. (sobre o nível do mar); várzea: proporção da área sujeita à inundação (ver texto); chuva média anual em mm; temperatura média anual em °C.

Inventários	Posição S/W	Tipologia	Altitude	Várzea %	Declividade %	Chuva	Temp. média
Faz. Doralice <sup>(1)</sup>	23° 16'/51° 01'	FES	487	9	37,0	1400	21
PE Mata dos Godoy <sup>(2)</sup>	23° 27'/51° 15'	FES	600	0	6,7	1600	21
Faz. Bom Sucesso <sup>(3)</sup>	24° 01'/50° 41'	FES	488	17	14,0	1300	20
Faz. Monte Alegre <sup>(4)</sup>	24° 20'/50° 37'	FES	644	31	35,0	1300	19
Faz. Batavo <sup>(5)</sup>	24° 31'/50° 25'	FOM	711	37	1,5	1400	19
Faz. Barra Grande <sup>(6)</sup>	24° 54'/50° 25'	FOM	811	24	27,0	1400	19
Rio Bitumirim <sup>(7)</sup>	25° 01'/50° 30'	FOM	810	100	2,0	1400	18
Faz. Capão Bonito <sup>(8)</sup>	25° 30'/50° 30'	FOM	781	15	34,0	1400	17

Fontes: <sup>(1)</sup> Soares-Silva *et al.* (1992); <sup>(2)</sup> Soares-Silva & Barroso (1992); <sup>(3)</sup> Silva *et al.* (1995); <sup>(4)</sup> Nakajima *et al.* (1996); <sup>(5)</sup> Dias *et al.* (1998); <sup>(6)</sup> UEL (1993); <sup>(7)</sup> Silva *et al.* (1992); <sup>(8)</sup> UEL (1993).

com decréscimo para o norte, que termina por ocasionar mudanças climáticas, de modo que, no norte, as médias de temperatura são maiores, e no sul, menores, com geadas freqüentes no inverno.

Localmente o relevo ocasiona variação de drenagem, entre outras características edáficas. Variação na umidade do solo e variação na freqüência de duração das cheias foram inferidas através da proporção da superfície amostrada — que atingia uma cota de até 4,5 m de altitude sobre o nível do rio (s.n.r.) na ocasião das medidas — e da declividade média (tab. 1).

O valor de 4,5 m de altitude s.n.r. foi considerado a partir da constatação *in loco* de que toda a superfície de uma das áreas de estudo (rio Bitumirim) estava sujeita à inundação, ficando estabelecido como valor de comparação.

A declividade foi calculada pela média da declividade em dez linhas paralelas tomadas do topo à base dos inventários.

A temperatura média, a pluviosidade e a área inundável foram tomadas como variáveis dependentes para o cálculo de coeficientes de determinação da latitude, da altitude e da declividade.

### Levantamento da Vegetação Florestal

Dos levantamentos, sete foram realizados entre 1989 a 1991, como parte de esforços visando diagnosticar e recuperar a BRT. Todos têm características idênticas quanto aos critérios amostrais, utilizando o método de parcelas contíguas de 10 × 10 m, totalizando 1 ha, dispostas a partir da margem do rio. Nessas parcelas foram amostrados todos os indivíduos com 5 cm ou mais de diâmetro à altura do peito (DAP). A única exceção é a do oitavo inventário, no Parque Estadual Mata dos Godoy (Soares-Silva & Barroso, 1992), onde estão distribuídas 25 parcelas de 20 × 20 m em três linhas paralelas.

Discussão mais detalhada sobre os dados dos inventários constam nas publicações originais (Silva *et al.*, 1992, 1995; Soares-Silva & Barroso, 1992; Soares-Silva *et al.*, 1992; Nakajima *et al.*, 1996; Dias *et al.*, 1998;

UEL, 1993) e no capítulo 8 deste livro. Os nomes completos das espécies arbóreas citadas podem ser vistos no apêndice do capítulo 8.

## Métodos de Análise

### Diversidade

Para avaliar a diversidade, foram considerados o número total de espécies e o de indivíduos amostrados.

O índice de diversidade de Shannon (H') foi calculado para cada área através da fórmula

$$H' = \sum p_i \ln(p_i)$$

onde  $p_i$  é a proporção do total de indivíduos pertencentes à espécie  $i$ . Os valores de  $H'$  foram comparados dois a dois através do teste T.

A diversidade  $\alpha$  (alfa) foi estimada através da riqueza média em espécies ( $\Sigma S_i/8$ ), e a diversidade  $\gamma$  (gama) através do total de espécies, para os oito levantamentos. A diversidade  $\beta$  (beta) de Whitaker (ou a taxa de substituição de espécies entre os levantamentos, calculada através de  $\beta = \gamma/\alpha$ ) foi estimada para a bacia como um todo.

A dominância das dez espécies mais abundantes foi estimada através da proporção representada pela soma dos seus indivíduos sobre o total de indivíduos do levantamento.

A riqueza de espécies (S), a diversidade (H') e a dominância foram associadas com as variáveis ambientais através do coeficiente de determinação ( $r^2$ ). Os coeficientes foram comparados pelo método de Snedecor (1966 *apud* Beiguelman, 1996).

### Similaridade

Para avaliar a similaridade entre as áreas, foram calculados os índices de similaridade de Sørensen qualitativo e quantitativo (Magurran, 1988).

No índice de Sørensen qualitativo, apenas a presença ou a ausência das espécies são consideradas na fórmula

$$I_{sq} = 2c/(a+b+2c)$$

onde  $a$  é o número de espécies exclusivas da área A,  $b$  é o número de espécies exclusivas da área B e  $c$  é o número de espécies comuns às duas áreas.

No índice quantitativo, a abundância das espécies em comum é utilizada no cálculo

$$I_{sk} = (2 \sum d_c) / (N_a + N_b)$$

onde  $\sum d_c$  é a somatória da maior densidade das espécies em comum,  $N_a$  é a densidade total da comunidade A e  $N_b$  a densidade total da comunidade B.

Com o intuito de identificar os fatores que melhor explicam a variação dentro e entre áreas, os índices de similaridade foram associados, através do coeficiente de determinação ( $r^2$ ), com as variáveis ambientais. Os coeficientes foram comparados pelo método de Snedecor (1966 *apud* Beiguelman, 1996).

Foi avaliada a influência do tipo florestal na similaridade através do teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). Os índices de similaridade foram agrupados em FE  $\times$  FE (floresta estacional *versus* floresta estacional), FE  $\times$  FO (estacional *versus* ombrófila) e FO  $\times$  FO (ombrófila *versus* ombrófila).

Todas as análises estatísticas envolvendo índices de similaridade e outros tipos de proporção, como a porcentagem de área inundável, foram feitas através da transformação em arco seno da raiz quadrada, para normalização.

## RESULTADOS

### Relação entre Variáveis Ambientais

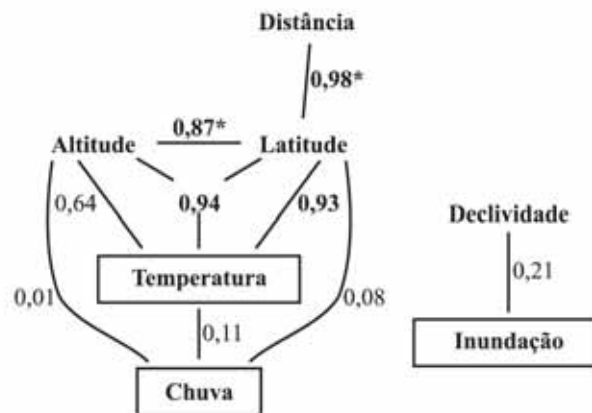
A latitude determinou, isoladamente e em conjunto com a altitude, a temperatura média anual (fig. 1). O coeficiente de determinação da altitude para temperatura foi ligeiramente inferior ao necessário para ser significativo ( $p < 0,05$ ).

Além disso, a latitude correlacionou-se fortemente com a altitude e a distância em linha reta entre as áreas estudadas, em função do alinhamento S-N das áreas.

A pluviosidade média anual não mostrou associação com outras variáveis. A declividade não determinou a proporção de área inundável.

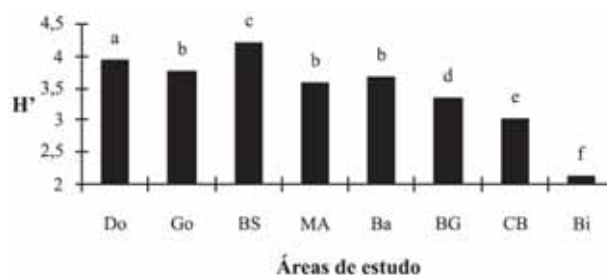
### Riqueza e Diversidade

A riqueza de espécies ( $S$ ) variou de 42 a 127 espécies por hectare (tab. 2). A média de 94,8 espécies de árvores por hectare na BRT (tomada como diversidade  $\alpha$ ) e o total de espécies amostradas nos inventários considerados (292), ou diversidade  $\gamma$ , permitem estimar a taxa de substituição de espécies ao longo da bacia (diversidade  $\beta$ ) em 3,08. Isso evidencia uma grande variação na composição de espécies.



**Figura 1.** Relacionamento entre variáveis ambientais. Temperatura (média anual em °C), chuva (média anual em mm) e inundação (proporção da área considerada inundável) foram tomadas como dependentes. Todos os valores são de coeficientes de determinação ( $r^2$ ), exceto quando seguidos de asterisco (\*), quando são coeficientes de correlação ( $r$ ). Não foi testada a relação entre inundação e variáveis geográficas. A distância foi tomada em linha reta entre as áreas, em quilômetros; a altitude, em metros; a latitude, em graus e décimos de grau; e a declividade, em porcentagem. Valores em negrito: significativos a  $p < 0,05$ .

Os índices de diversidade de Shannon ( $H'$ ) diferiram significativamente ( $p < 0,001$ ) para todas as áreas, com exceção das fazendas Batavo e Monte Alegre e do Parque Estadual Mata dos Godoy, considerados iguais (fig. 2).



**Figura 2.** Índice de diversidade de Shannon para as oito áreas consideradas. Colunas com letras iguais representam índices iguais ( $p < 0,01$ ).

A dominância, estimada pela abundância relativa das dez espécies com maior densidade, variou de 32% (fazenda Bom Sucesso, área mais diversa) a 91% (rio Bitumirim, área menos diversa) do total de indivíduos.

Apenas a variação na altitude determinou simultaneamente a riqueza em espécies, a diversidade e a dominância (tab. 3).

A inundação determinou a diversidade (embora a  $p < 0,1$ ) mas não mostrou forte determinação sobre a riqueza e a dominância. A área do rio Bitumirim, com apenas 42 espécies e  $H' = 2,12$ , tem, em média, o mesmo número de indivíduos que as demais áreas, mas estes estão concentrados em poucas espécies (tab. 2), conhecidas por sua tolerância ao alagamento (Silva *et al.*, 1992; ver capítulo 10 deste livro).

Já a área da fazenda Bom Sucesso, que apresentou o segundo maior número de espécies e a maior diversidade ( $H' = 4,2$ ), praticamente não apresenta área

**Tabela 2.** Resumo dos dados dos inventários. N = número total de indivíduos por ha; S = número total de espécies; mortas = indivíduos mortos em pé; H' = índice de diversidade de Shannon; % dominantes = proporção do total de indivíduos abrangido pelas dez espécies mais abundantes.

Inventários	N	S	Mortas	H'	% dominantes
Faz. Doralice	1333	104	66	3,921	43,4
PE Mata dos Godoy	1417	100	-	3,756	55,4
Faz. Bom Sucesso	1482	124	71	4,212	32,1
Faz. Monte Alegre	1041	108	85	3,585	58,3
Faz. Batavo	1493	127	101	3,673	59,5
Faz. Barra Grande	1482	78	91	3,352	62,8
Rio Bitumirim	1577	42	105	2,120	91,7
Faz. Capão Bonito	2068	76	58	3,021	74,6

inundável, estando assentada sobre uma encosta (Silva *et al.*, 1995). A heterogeneidade ambiental aí existente (configurada por uma matriz com clareiras em vários estágios e floresta intacta, áreas próximas ao rio, áreas no alto da encosta ou até com rocha exposta) permite especular que seja ela a causa da maior diversidade.

Variáveis ambientais tomadas em conjunto explicaram a variação na diversidade e na dominância, mas não na riqueza de espécies (tab. 3).

Apesar de a latitude, isoladamente, não explicar as variações na diversidade, esta foi maior nas áreas do médio e do baixo Tibagi, decrescendo em direção ao sul.

A temperatura média mostrou fraca relação com a riqueza, a diversidade e a dominância, sem valores significativos. A pluviosidade e a declividade do terreno não mostraram relação com a diversidade (tab. 3).

A dominância (i.e., proporção do total de indivíduos, representado pelas dez espécies mais abundantes) correlacionou-se fortemente com o índice de Shannon ( $r = 0,938$ ,  $p < 0,01$ ; inclusive pela construção matemática desse índice, ver Magurran, 1988) e com a riqueza de espécies ( $r = 0,738$ ,  $p < 0,05$ ).

**Tabela 3.** Relacionamento entre variáveis ambientais e a riqueza de espécies (S), a diversidade (índice de Shannon, H') e a dominância (proporção do total de indivíduos, ocupado pelas dez espécies mais abundantes). Todos os cálculos com  $N = 8$ . \*  $p < 0,01$ ; \*\*  $p < 0,05$ .

Variáveis ambientais	Riqueza	Diversidade	Dominância
latitude (lat)	0,323	0,482	0,516
altitude (alt)	0,693**	0,797**	0,767**
inundação (inu)	0,357	0,653	0,516
temperatura (tmp)	0,299	0,511	0,549
chuva (chv)	0,032	0,005	0,030
declividade (dec)	0,000	0,044	0,046
lat + alt	0,485	0,649	0,775**
chv + tmp	0,446	0,617	0,748
chv + tmp + inu	0,611	0,915*	0,938*
lat + alt + inu	0,554	0,843**	0,859**

### Similaridade Florística

A proximidade geográfica pode explicar a maior parte da similaridade entre as áreas. A distância em km e a

latitude determinaram significativamente os índices de similaridade de Sørensen qualitativo e quantitativo (tab. 4). Por exemplo, a área da fazenda Batavo (FOM, 711 m s.n.m.) apresentou alta similaridade (0,43 quantitativa e 0,41 qualitativa) com a da fazenda Monte Alegre (FES, 644 m s.n.m), o que se pode creditar, principalmente, à proximidade geográfica e ao fato de as duas áreas se situarem na zona de transição, ou ecótono, entre a floresta estacional e a floresta ombrófila.

**Tabela 4.** Coeficiente de determinação ( $r^2$ ) entre os índices de similaridade de Sørensen qualitativo ( $I_{sq}$ ) e quantitativo ( $I_{sk}$ ) e variáveis ambientais. Todos os cálculos com  $N = 28$ . Valores da tabela: 5% = 0,367 e 1% = 0,470. \*  $p < 0,01$ ; \*\*  $p < 0,05$ .

Variáveis ambientais	$I_{sq}$	$I_{sk}$
distância em linha reta	0,466**	0,732*
latitude	0,409**	0,712*
altitude	0,220	0,434**
inundação	0,263	0,011
chuva	0,020	0,002
temperatura	0,329	0,493*
declividade	0,015	0,073

Por outro lado, as áreas do rio Bitumirim e da fazenda Capão Bonito, mesmo próximas e pertencendo à mesma tipologia, apresentaram baixíssima similaridade ( $I_{sq} = 0,28$ ,  $I_{sk} = 0,18$ ), fato explicável pelas condições extremas da primeira, com 100% de área inundável.

No entanto, as diferenças na proporção de área inundável, isoladamente, não mostraram correlação significativa com a similaridade.

Tomando-se apenas as áreas de FOM, que incluíram em média mais áreas de várzea, a similaridade qualitativa continua não apresentando correlação significativa com as diferenças em área inundável. O mesmo ocorre com a similaridade quantitativa, a menos que se excluam os dados sobre o par rio Bitumirim/fazenda Barra Grande, que apresentou alta similaridade quantitativa ( $I_{sk} = 0,67$ ) em função da coincidência de várias espécies dominantes. Nesse caso, as diferenças em área inundável explicam boa parte da baixa similaridade entre as áreas de FOM ( $r^2 = 0,857$ ;  $p < 0,05$ ;  $N = 5$ ).

Em geral, a similaridade quantitativa apresentou maiores coeficientes de determinação (mesmo que não

significativos) com as diferenças em área inundável do que a similaridade qualitativa, graças à coincidência de espécies dominantes nas áreas sujeitas a inundações, como *Sebastiania commersoniana* e *Actinostemon concolor*.

As diferenças em altitude explicaram uma pequena parte da similaridade quantitativa, mas não determinaram significativamente os índices de similaridade qualitativa. A temperatura média determinou a similaridade quantitativa ( $p < 0,01$ ) e a qualitativa (apenas  $p < 0,1$ ), mas a pluviosidade não mostrou qualquer relação com a similaridade, assim como a declividade do terreno (ver tab. 4).

A tipologia florestal mostrou influência principalmente quantitativa. As áreas de FES apresentaram maior homogeneidade florística, com maior similaridade qualitativa média ( $I_{sq\ médio} = 0,667$ ) entre si do que com as áreas de FOM. Estas últimas, por outro lado, tiveram similaridades qualitativas iguais tanto entre si ( $I_{sq\ médio} = 0,387$ ) quanto com as áreas de FES ( $I_{sq\ médio} = 0,273$ ).

Utilizando o índice quantitativo de Sørensen, onde a abundância das espécies comuns é considerada, foram obtidos resultados contrastantes. A maior similaridade quantitativa observada foi, em média, entre áreas de FOM ( $I_{sk\ médio} = 0,711$ ). Também as áreas de FES tiveram similaridade maior entre si ( $I_{sk\ médio} = 0,499$ ) do que com as áreas de FOM.

Nesse caso, os índices de similaridade entre tipologias ( $I_{sk\ médio} = 0,264$ ) ficaram em cerca da metade daqueles observados entre áreas de floresta estacional e em um terço dos observados entre áreas de floresta ombrófila.

## DISCUSSÃO

### Diversidade

Em média, as florestas da BRT não têm uma riqueza de espécies notável, apresentando valores próximos aos da maioria das florestas ribeirinhas do Sul e do Sudeste brasileiros (Gibbs *et al.*, 1980; Mantovani *et al.*, 1989; Mencocci & Schlittler, 1992; Oliveira-filho *et al.*, 1994; Salis *et al.*, 1994; Torres *et al.*, 1994) e bastante menores do que os de florestas de várzea (Campbell *et al.*, 1992) e de terra firme (Prance *et al.*, 1976; Salomão & Lisboa, 1988; Silveira *et al.*, 1997) da Amazônia e da floresta atlântica (Silva & Leitão Filho, 1982; Melo & Mantovani, 1994).

Mesmo que nenhum dos inventários tenha apresentado riqueza de espécies extremamente alta (em termos continentais), dada a heterogeneidade ambiental observada ao longo da bacia, existe uma alta taxa de substituição de espécies.

A alta taxa de substituição de espécies, ou diversidade  $\beta$ , está relacionada a um certo grau de especialização de habitats das espécies (Duivenvoorden, 1996).

Com efeito, essa substituição se dá ao longo do eixo S-N ou alto-baixo Tibagi. Apesar desse eixo ser latitudinal, os cerca de 531 km ou 4 graus de latitude percorridos não têm influência isolada sobre a vegetação. A altitude decresce junto com a latitude, concorrendo para mudanças climáticas.

Também as classes de solo encontradas nas unidades geomorfológicas da BRT são completamente distintas, predominando cambissolos e litossolos arenosos distróficos ao sul e latossolo roxo e terra roxa estruturada ao norte, ambos eutróficos, diferenças que também estão alinhadas em sentido sul-norte (ver capítulo 2).

As variações edáficas de escala local ou topográficas, como o hidromorfismo e a ocorrência de cheias, não deveriam obedecer à mesma lógica (alinhamento sul-norte), mas houve maior proporção, em média, de área inundável ao sul (alto Tibagi).

O único inventário alocado propriamente em uma várzea (a área do rio Bitumirim) está no alto Tibagi. Além dessa área, tiveram proporções um pouco maiores a área da fazenda Barra Grande e a da fazenda Batavo. Esta última apresenta, além dos cerca de 37% de área supostamente inundável, declividade de apenas 1,5%.

No entanto, são necessárias mais informações sobre o regime de cheias na barra do rio Iapó, já que a estrutura e a diversidade da vegetação apontam para uma menor influência da inundações no local.

Nas paisagens do alto Tibagi, as florestas ocupam apenas depressões úmidas e margens de rios, sendo difícil obter sítios de floresta totalmente livres da influência de cursos d'água. Por outro lado, no baixo Tibagi as áreas de várzea de maior extensão foram convertidas em pastagens ou são "banhados" com vegetação herbácea (J.M.D. Torezan, obs. pess.).

A diversidade, medida pelo índice de Shannon, aponta para uma maior riqueza nas florestas do norte, ou seja, das florestas estacionais. Mas essas medidas de diversidade também sofrem influência da concorrência dos gradientes ambientais ao longo do eixo maior da BRT.

Assim, o aumento da latitude e o da altitude (e conseqüente queda da temperatura média), possivelmente associados a outras variáveis ambientais, levaram a uma queda na diversidade.

Ao contrário da riqueza de espécies, a queda na diversidade, medida pelo índice de Shannon, foi explicada também pelo aumento nas proporções de área inundável (embora apenas  $p < 0,1$ ). Esse fenômeno está ligado ao aumento da dominância, nesse caso, das espécies tolerantes à inundações (Duivenvoorden, 1996), com conseqüente redução da quantidade de informação na qual o índice de Shannon se baseia (Magurran, 1988). É preciso ressaltar que, com o conjunto de dados disponível, não é possível afirmar que a inundações, isoladamente, explica as variações na dominância.

Como já assinalado, a articulação dos gradientes ambientais ao eixo maior da BRT, em sentido S-N,

dificulta o isolamento da influência de cada um com métodos convencionais.

Ao mesmo tempo que o teste da hipótese de que as áreas de FOM seriam mais diversas do que as de FES não é conclusivo, dados atualmente disponíveis desenharam o inverso, isto é, que a floresta estacional semidecidual é mais diversa do que a floresta ombrófila mista.

### Similaridade

A maior homogeneidade florística da FES pode estar relacionada ao fato de que poucas espécies típicas da FOM “descem” até aquela formação (por exemplo, *Araucaria angustifolia*, *Clethra scabra*, *Cinnamodendron dinisii*, *Ocotea porosa*). A floresta ombrófila, por outro lado, chamada de “mista”, apresenta uma mistura de elementos de florestas estacional e ombrófila (Veloso *et al.*, 1991).

Pode-se especular que a baixa similaridade qualitativa entre as áreas de FOM seja devida ao isolamento natural dos fragmentos na paisagem do alto Tibagi, já que as diferenças em altitude e área inundável não explicaram satisfatoriamente as diferenças na composição de espécies. Essa possibilidade é realçada pelo relacionamento entre similaridade florística e distância física, que mostra que áreas próximas ou com mais chance de estar conectadas apresentam flora mais parecida. As áreas na região média da bacia apresentam características de ecótono, sendo grande a similaridade entre as florestas estacionais e as florestas ombrófilas ali presentes.

Quando se agrega a informação sobre a abundância das espécies comuns, a semelhança entre áreas da mesma tipologia cresce, já que o conjunto de espécies dominantes é basicamente o mesmo (ver tabela 5 do capítulo 8).

Isso também ocorre entre áreas de várzea, onde a inundação seleciona basicamente quais serão as espécies dominantes, mas não a maioria das espécies menos comuns e das espécies raras.

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

A vegetação da BRT é influenciada por uma série de gradientes ambientais articulados em sentido S-N, com reflexos na diversidade de espécies arbóreas, que tende a crescer do alto Tibagi (sul) para o baixo Tibagi (norte).

Assim, a floresta estacional apareceu como mais diversa do que a floresta ombrófila, embora isso não signifique, necessariamente, uma rejeição (com um resultado oposto) da hipótese de que a FOM seria mais diversa do que a FES, em razão da já citada articulação dos gradientes ambientais ao eixo latitudinal.

Tanto a inundação sazonal quanto as diferenças climáticas explicaram as variações em diversidade, con-

firmado a hipótese de que áreas mais sujeitas à inundação, mais ao sul ou mais altas (e mais frias), teriam diversidade menor. No entanto, só será possível quantificar a importância relativa de cada variável sobre a diversidade das florestas da BRT através do uso de análise estatística multivariada e do aumento de amostras de várzea ao norte

Embora não ocorram sítios com diversidade excepcionalmente alta, há uma alta taxa de substituição de espécies ao longo dos gradientes ambientais.

Tanto a inundação quanto a posição geográfica (altitude/latitude) explicaram a similaridade entre as áreas. Também a divisão das fisionomias florestais proposta pelo projeto RADAMBRASIL (Veloso *et al.*, 1991) se mostrou consistente quando analisada através de índices de similaridade.

As paisagens fragmentadas naturalmente (alto tibagi) ou artificialmente (baixo Tibagi) apontam para estratégias de conservação envolvendo redes de remanescentes, dadas as diferenças florísticas entre eles e a alta diversidade beta. Nenhuma área estudada poderia, isoladamente, garantir a conservação de um número mínimo de espécies para a bacia toda, ou mesmo para uma das sub-regiões.

### Referências Bibliográficas

- Beiguelman, B. 1996. Curso prático de bioestatística. 4ª ed. Ed. Rev. Bras. de Genética.
- Campbell, D.G.; Stone, J.L. & Rosas Jr., A. 1992. A comparison of the phytosociology and dynamics of three floodplain (várzea) forests of known ages, rio Juruá, western Brazilian Amazon. *Bot. J., Linn. Soc.*, 108:213-237.
- Dias, M.C.; Vieira, A.O.S.; Nakajima, J.N.; Pimenta, J.A. & Lobo, P.C. 1998. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares do rio Iapó, na bacia do rio Tibagi, Tibagi, PR. *Revta. brasil. Bot.*, 21(2):183-195.
- Duivenvoorden, J.F. 1996. Patterns of tree species richness in rain forests of the middle Caquetá area, Colombia, NW Amazonia. *Biotropica*, 28(2):142-158.
- Gibbs, P.E.; Leitão Filho, H.F. & Abott, R.J. 1980. Application of the Point-Centered Quarter method in a floristic survey of an area of gallery forest at Mogi-Guaçu, SP, Brazil. *Revta. brasil. Bot.*, 3(1):17-22.
- Kalliola, R.; Puhakka, M.; Salo, J.; Tuomisto, H. & Ruokalainen, K. 1988. The dynamics, distribution and classification of swamp vegetation in peruvian Amazonia. *Ann. Bot. Fennici*, 28:225-239.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey.
- Mantovani, W.; Rossi, L.; Romaniuc Neto, S.; Assad-Ludewigs, I.Y.; Wanderley, M.G.L.; Melo, M.M.R.F. & Toledo, C.B. 1989. Estudo fitossociológico de áreas de mata ciliar em Mogi-Guaçu, SP, Brasil. In: Anais do I Simpósio sobre Mata Ciliar. (São Paulo, SP), pp.235-267.
- Melo, M.M.R.F. & Mantovani, W. 1994. Composição florística e estrutura de trecho de Mata Atlântica de encosta, na ilha do Cardoso (Cananéia, SP, Brasil). *Bol. Instit. Bot.*, 9:105-158.
- Mencocci, P.C. & Schlittler, F.H.M. 1992. Fitossociologia da vegetação arbórea da mata ciliar de Ribeirão Claro, município de Rio Claro-SP. In: Anais do II Congresso Nacional sobre Essências Nativas - Rev. Inst. Flor., 4 (parte 1): 4:245-251.
- Nakajima, J.; Soares-Silva, L.H.; Medri, M.E.; Goldenberg, R. & Correa, G.T. 1996. Composição florística e fitossociológica

- do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi. 5. Fazenda Monte Alegre, município de Telêmaco Borba, Paraná. *Arq. Biol. Tecnol.*, 39(4):933-948.
- Oliveira-Filho, A.T.; Almeida, R.J.; Mello, J.M. & Gavilanes, M.L. 1994. Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho de mata ciliar do córrego dos Vilas Boas, Reserva Biológica do Poço Bonito, Lavras (MG). *Revta. brasil. Bot.*, 17(1):67-85.
- Prance, G.T; Rodrigues, W.A. & Silva, M.F. 1976. Inventário florestal de um hectare de mata de terra firme do km 30 da estrada Manaus-Itacoatiara. *Acta Amaz.*, 6:9-35.
- Puhakka, M. & Kalliola, R. 1995. Floodplain vegetation mosaics in western Amazonia. *Biogeographica*, 71(1):1-14.
- Salis, S.M.; Tamashiro, J.Y. & Joly, C.A. 1994. Florística e fitossociologia do estrato arbóreo de um remanescente de mata ciliar do rio Jacaré-Pepira, Brotas-SP. *Revta. brasil. Bot.*, 17(2):93-103.
- Salomão, R.P. & Lisboa, P.L.B. 1988. Análise ecológica da vegetação de uma floresta pluvial tropical de terra firme, Rondônia. *Bol. Mus. Par. Emilio Goeldi, sér. Bot.*, 4(2):194-233.
- Silva, A.F. & Leitão Filho, H.F. 1982. Composição florística e estrutura de um trecho da Mata Atlântica de encosta no município de Ubatuba (São Paulo, Brasil). *Revta. brasil. Bot.*, 5:43-52.
- Silva, S.M.; Silva, F.C.; Vieira, A.O.S.; Nakajima, J.N.; Pimenta, J.A. & Colli, S. 1992. Composição florística e fitossociológica do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi, Paraná. 2. Várzea do rio Bitumirim, município de Ipiranga, PR. In: *Anais do II Congresso Nacional sobre Essências Nativas - Rev. Inst. Flor.*, 4 (parte 1):192-198.
- Silva, F.C.; Fonseca, E.; Soares-Silva, L.H.; Mueller, C.; Bianchini, E. 1995. Composição florística e fitossociológica do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi. 3. Fazenda Bom Sucesso, Sapopema-PR. *Acta Bot. Bras.*, 9(2):289-302.
- Silveira, M.; Torezan, J.M.D.; Passos, V. & Daly, D. 1997. Vegetação. In: Projeto para a conservação do Parque Nacional da Serra do Divisor. Relatório técnico. SOS Amazônia/The Nature Conservancy/Ibama/UFAC, Rio Branco.
- Soares-Silva, L.H. & Barroso, G.M. 1992. Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta na porção norte do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR, Brasil. In: *Anais do VIII Congresso da Sociedade Botânica de São Paulo (Campinas, SP)*. pp.101-112.
- Soares-Silva, L.H.; Bianchini, E.; Fonseca, E.P.; Dias, M.C.; Medri, M.E. & Zangaro Filho, W. 1992. Composição florística e fitossociológica do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi, PR. 1. Fazenda Doralice - Ipiranga, PR. In: *Anais do II Congresso Nacional sobre Essências Nativas - Rev. Inst. Flor.*, 4(parte 1):199-206.
- Torres, R.B.; Mathes, L.A.F. & Rodrigues, R.R. 1994. Florística e estrutura do componente arbóreo de mata de brejo em Campinas, SP. *Revta. brasil. Bot.*, 17(2):189-194.
- UEL—Universidade Estadual de Londrina. 1993. Aspectos da fauna e flora da bacia do rio Tibagi. Terceiro Relatório técnico-científico, v.1. Londrina.
- Veloso, H.P.; Rangel-Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro.
- Walter, H. 1986. Vegetação e zonas climáticas. EPU, São Paulo.



## Estudos sobre tolerância ao alagamento em espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi

Moacyr E. Medri, Edmilson Bianchini, José A. Pimenta, Sandra Colli e Claudio Müller

**ABSTRACT** – (Tolerance to flooding in native tree species of the Tibagi River Basin) Several experiments were carried out using seedlings cultivated in flooded soil in a greenhouse to determine flooding tolerance strategies at the morpho-anatomical and ecophysiological levels in tree species native to the Tibagi River Basin. Lenticels hypertrophy, aerenchyma formation, stem hypertrophy and adventitious rooting were among the morpho-anatomical modifications caused by flooding. The main function of these modifications appears to be related to a greater aeration of the submerged roots to maintain satisfactory energy production. The ecophysiological responses included reduced photosynthesis, reduced leaf macro and micro-nutrients, increased metabolite production associated with fermentation and reduced growth and development. These responses were reverted in several species, when morpho-anatomical structures were produced. The morpho-anatomical and ecophysiological responses were in part the result of a new hormone balance caused by flooding, where ethylene played an important role. The results so far suggest that flooding tolerance involves a synergism between the morpho-anatomical and ecophysiological responses. However, given the complexity of the tropical tree species responses to flooding, it is essential that studies continue, including field studies, for a better understanding of the flooding tolerance strategies shown by these species.

Key words – Ecological anatomy, hypoxia, tropical tree, Tibagi River Basin.

### INTRODUÇÃO

A relação água-planta vem sendo estudada já a muito tempo com o objetivo de se entender os detalhes do processo de absorção, transporte e perda de água ou as estratégias de sobrevivência das plantas em ambientes com falta ou excesso de água. Neste capítulo são apresentados os resultados de tolerância à inundação de algumas espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi e, também, informações sobre áreas alagáveis no Brasil e sobre a estrutura e o funcionamento de matas ciliares.

Estima-se que as áreas alagáveis ocupam cerca de 6% da superfície da Terra, compreendendo pântanos de água doce, salobra ou salgada, áreas continentais ou costeiras, planícies de inundação, brejos de planaltos e planícies e, também, áreas alagadas para a agricultura (Armstrong *et al.*, 1994).

O alagamento de um ecossistema pode ser permanente (pântanos e brejos) ou ter ciclo regular diário (mangues) ou sazonal (planícies de inundação), e a vegetação pode ficar total ou parcialmente submersa. De fato, como as áreas alagáveis são encontradas em todo o planeta,

em variadas latitudes e altitudes, o regime de inundação pode variar consideravelmente, não somente com relação à previsibilidade, duração, intensidade e frequência do evento, mas, também, devido a fatores como luminosidade, temperatura, pluviosidade e tipo de sedimento, que interagem intensamente com o alagamento e influenciam na distribuição da vegetação (Ernst, 1990; Armstrong *et al.*, 1994).

O Brasil possui cinco grandes províncias vegetacionais (Fernandes & Bezerra, 1990): Amazônica, Atlântica, Central ou dos Cerrados, Nordestina ou das Caatingas e Sulina (fig. 1). Em cada província, o tipo vegetacional principal cobre de 75 a 90% da área e o restante está ocupado por corpos d'água ou por outros tipos de vegetação terrestre ou brejosa, determinados por condições especiais do substrato. No Brasil, as áreas alagáveis são bastante extensas, sendo que as continentais podem receber várias designações, como banhado, brejo, pântano, pantanal, igapó, várzea, campo úmido, lameiro e pampas (Esteves, 1998).

As maiores extensões de áreas alagáveis no Brasil são encontradas nas planícies de inundação de grandes





**Figura 1.** Províncias vegetacionais do Brasil. (Fonte: modificado de Fernandes & Bezerra, 1990)

rios. Entre elas estão as planícies de inundação do rio Amazonas e de seus afluentes, a do rio Paraná e a do rio Paraguai (Pantanal) (Esteves, 1998). Nesses sistemas, em geral o alagamento ocorre em ciclos anuais. Deve-se salientar, entretanto, que as áreas alagáveis associadas a rios de menor tamanho que os citados anteriormente são extensas e muito importantes do ponto de vista ecológico, porque, para muitas delas, a previsibilidade de ocorrência do alagamento é muito baixa, sendo que ele pode não ocorrer anualmente.

A Amazônia é um território equatorial e subequatorial com uma área nuclear de, aproximadamente, 4 milhões de km<sup>2</sup> (Ab'Saber, 1996). Nessa floresta ombrófila densa encontram-se vários ecossistemas associados, como as várzeas, nos rios de águas claras, e os igapós, nas unidades de águas escuras (Prance, 1980), além das campinas e campinaranas situadas em bolsões arenosos sobre terra firme.

As cheias da calha central da Bacia Amazônica são originadas do degelo dos Andes e da água precipitada (até 3.600 mm) durante a estação chuvosa, que elevam o nível dos rios (Furch & Otto, 1987) e alagam extensas áreas de florestas tropicais. Como a precipitação não é uniforme no ano, ocorrem períodos de seca e de chuva bem distintos, provocando flutuação no nível da água, no médio Amazonas, de até 15 m. No nível máximo, toda a várzea é inundada e muitas espécies herbáceas, assim como sementes, plântulas e plantas juvenis de espécies arbóreas, ficam submersas por até nove meses sem sucumbir à esta hipoxia duradoura (Coutinho & Struffaldi, 1971; Prance, 1979; Scarano & Crawford, 1992; Schlüter *et al.*, 1993). No período de menor precipitação, a maior parte da várzea é seca.

Junk (1980) ressalta que nas várzeas amazônicas o período de produção de sementes de muitas espécies coincide com as cheias, sendo a água essencial para a

distribuição dos propágulos. Kubitzki & Ziburski (1994) apontaram para a Amazônia três espécies como obrigatoriamente ictiocóricas e outras cinco como provavelmente; Gottsberger (1978) também apresentou dados sobre ictiocoria para a Amazônia. Verifica-se que a ictiocoria assume grande importância nas várzeas amazônicas, o que demonstra a íntima interrelação entre organismos aquáticos e terrestres.

Prance (1980) considerou sete tipos básicos de florestas amazônicas sujeitas à inundação, identificando-as em dois grupos: floresta periodicamente inundada e floresta permanentemente inundada. No primeiro grupo o autor considerou a floresta de várzea estacional, cuja inundação ocorre por ciclos anuais regulares dos rios de água branca (grande quantidade de sedimentos em suspensão, pH próximo a 7,0 e alta condutividade elétrica), e a floresta estacional de igapó, onde a água é preta (baixa condutividade elétrica, pH ácido e alto conteúdo húmico, o que determina a coloração escura dessas águas). Para as florestas permanentemente inundadas, o autor considerou a de água branca, como a floresta de pântanos, e a de água preta ou clara, como a de igapó permanente. As diferenças na composição e fertilidade dos solos da Amazônia e, conseqüentemente, de suas águas, são fatores importantes na composição da vegetação da floresta inundável. Certas espécies crescem apenas em um tipo de água, principalmente devido às diferenças em acidez e nutrientes, como a *Vitoria amazonica*, que é encontrada somente em águas brancas. Prance (1980) coloca que a grande diferença de pH, nutrientes e matéria húmica influencia no tipo de vegetação, tanto que há diferenças fisionômicas e florísticas entre as florestas de águas claras e as de águas pretas.

Um grande número de espécies arbóreas ocorrentes na planície de inundação dos rios amazônicos, tanto nas várzeas quanto nos igapós, floresce durante o período de cheias, podendo-se citar espécies de diversas famílias, como *Hevea brasiliensis* e *H. benthamiana*, da família Euphorbiaceae, *Parkia discolor*, da família Leguminosae, e tantas outras espécies de famílias como Nymphaeaceae, Moraceae, Convolvulaceae, Cecropiaceae, Ericaceae, Bignoniaceae, Graminae e Cyperaceae. *Astrocaryum jauari* (Schlüter *et al.*, 1993) e *Mauritia flexuosa* (Arecaceae) apresentam grande crescimento em solos encharcados e resistem ao alagamento constante, tanto nas várzeas como nos igapós.

Os solos de várzea são mais ricos e sustentam uma vegetação de alta biomassa, com macrófitos aquáticos (Graminae), árvores grandes, palmeiras (fig. 2) e lianas (Prance, 1980). São comuns raízes-suporte e pneumatóforos. O estrato herbáceo da floresta é rico em espécies de *Heliconia* (Musaceae) e *Costas* (Zingiberaceae) (Prance, 1980).

Nos igapós os solos são arenosos, sustentando uma vegetação mais pobre que aquela de várzea. Prance (1980) considera que, em alguns lugares, o igapó,



**Figura 2.** Florestas de várzea no baixo Amazonas, região de Belém do Pará, na estação chuvosa. **A** - Área com muitas palmeiras, com destaque para o açaí (*Euterpe oleracea*); **B** - Espécies arbóreas em áreas frequentemente alagadas, mostrando o desenvolvimento de raízes adventícias. (Fotos: V.M. Davanso-Fabro)

quando seco, suporta condições semelhantes às do deserto, com conseqüente menor número de espécies e muitas adaptações xeromórficas, tais como folhas esclerófilas. Fisionomicamente, nesse ambiente a vegetação tem árvores tortuosas e baixas.

No bioma das savanas da parte central da América do Sul está inserido o Pantanal, que se estende pelo Brasil, a Argentina, o Paraguai e a Bolívia, com uma área aproximada de 250.000 km<sup>2</sup> (Tundisi, 1994), sendo que, destes, apenas 2% são áreas permanentemente alagadas (Rizzini, 1979).

A planície aluvial pantaneira está numa altitude de 100 a 200 m, sendo circundada, do lado brasileiro, pelo planalto cristalino (de 600 a 700 m de altitude), onde acentua-se uma vasta área de cerrados. No lado extra-brasileiro há comunidades vegetacionais mais secas, assemelhando-se, em algumas regiões, à caatinga. Essa planície apresenta um perfil sedimentar depositado de mais de 100 m. Considerando sua baixa altitude e sua distância (2.000 km) do oceano Atlântico, pode-se compreender melhor o regime hidrológico do Pantanal, pois a área de drenagem representa uma superfície muito maior que a própria depressão (Rizzini, 1979).

A exemplo da Amazônia, o Pantanal (fig. 3) também apresenta alta diversidade de espécies. Nele, há um grande número de plantas vasculares que ocupam áreas alagáveis e que refletem uma variedade de características dos habitats e de tolerância à hipoxia, com espécies resistentes à submersão, espécies tolerantes ao alagamento parcial, espécies que suportam apenas um leve encharcamento da rizosfera e espécies (a maioria) que sucumbem a qualquer hidromorfia do solo. Nas áreas alagáveis do Pantanal podem ser encontradas espécies das mais diversas famílias, como Arecaceae, Leguminosae, Nymphaeaceae, Moraceae, Convolvulaceae, Cecropiaceae, Euphorbiaceae, Bignoniaceae, Cyperaceae e Poaceae, entre outras (Pott & Pott, 1994; Pinder & Rosso, 1998).



**Figura 3.** **A** - Vista aérea do Pantanal (MS); **B** - Pormenor da região mostrando, em primeiro plano, área alagável dominada por vegetação herbácea; em segundo plano, cordilheiras apresentando vegetação arbórea. (Fotos: E. Scramin)

O rio Paraná é o décimo maior rio do mundo em relação à descarga, sendo o principal rio da segunda maior bacia de drenagem da América do Sul (Meybeck, 1987).

Soares & Landim (1976) demonstraram que o maior soerguimento das serras do Mar, da Mantiqueira, da Canastra, do Caiapó e de Maracaju impôs a configuração da bacia hidrográfica do rio Paraná. O relevo da bacia do alto Paraná é acidentado nas partes leste e sudeste, tendo formas tabulares onduladas nas outras partes (Souza-Filho & Stevaux, 1997), enquanto o médio Paraná é caracterizado por colinas alongadas com topo abaulado, com altitudes de 500 a 1.000 m.

A planície do rio Paraná ocupa toda a calha do rio no segmento compreendido entre as cidades de Três Lagoas (20°47'S) e Guaira (24°05'S) (Souza-Filho & Stevaux, 1997). As áreas alagáveis, nessa região, recebem água nas cheias anuais, formando lagos alongados em linhas emersas nos diques marginais ou, então, lagos de formas arredondadas na bacia de inundação (Souza-Filho & Stevaux, 1997).

A cobertura florestal original dessa região foi praticamente dizimada em razão da expansão da fronteira agrícola dos estados do Paraná, São Paulo e Mato Grosso do Sul. Atualmente, a cobertura florestal está restrita a pequenos fragmentos nas áreas próximas ao rio Paraná e nas suas ilhas (Campos & Souza, 1997). As principais famílias de Anthophytas presentes nos fragmentos florestais na região de Porto Rico (22°48'S, 53°16'W) são

Leguminosae, Myrtaceae, Euphorbiaceae, Rubiaceae e Solanaceae (Souza *et al.*, 1997).

Da província Atlântica, restam, atualmente, cerca de 7% da floresta original (Myers *et al.*, 2000), representada por diferentes formações vegetacionais como, por exemplo, florestas paludosas (Scarano *et al.*, 1997) e floresta ombrófila densa submontana (Guapyassú, 1994). Para o interior, onde o relevo torna-se gradativamente mais suave e os solos mais profundos e férteis, apenas poucos remanescentes primários ainda ocorrem, além da presença, ainda que muito perturbada, de floresta ombrófila densa aluvial.

O estado do Paraná, com cerca de 198.000 km<sup>2</sup>, é formado por três grandes planaltos. O primeiro está em conjunto com a Serra do Mar e totaliza 12% da superfície do estado, apresentando a maior diversidade em ambientes geológicos; o segundo ocupa 22%, sendo basicamente formado por rochas sedimentares e ígneas intrusivas; o terceiro perfaz 66% da área do estado, tendo o basalto e o arenito caiúá como componentes principais (Maack, 1981) (fig. 4).



Figura 4. Os planaltos e as principais bacias hidrográficas do estado do Paraná.

No estado do Paraná, a floresta ombrófila densa ocorre na região leste, distribuída pela planície litorânea e pela faixa serrosa subsequente, que se desenvolve paralelamente à linha da costa e é regionalmente denominada de Serra do Mar. Uma porção desse tipo de floresta se ramifica nas direções norte e oeste, pelas calhas dos rios. Nas altitudes a partir de 500 m, ela paulatinamente é substituída por formações campestres (estepe) e florestas de araucária (floresta ombrófila mista), ainda no primeiro planalto paranaense. A partir das altitudes mais baixas do segundo planalto, essa floresta vai se modificando, sendo substituída por floresta estacional semi-decidual no terceiro planalto paranaense (fig. 5).

Originalmente, o estado do Paraná possuía 85% de sua área coberta por formações florestais (Maack, 1981). Tanto a floresta ombrófila mista quanto a floresta estacional semi-decidual sofreram acentuada ação antrópica. Essa cobertura atualmente está em torno de

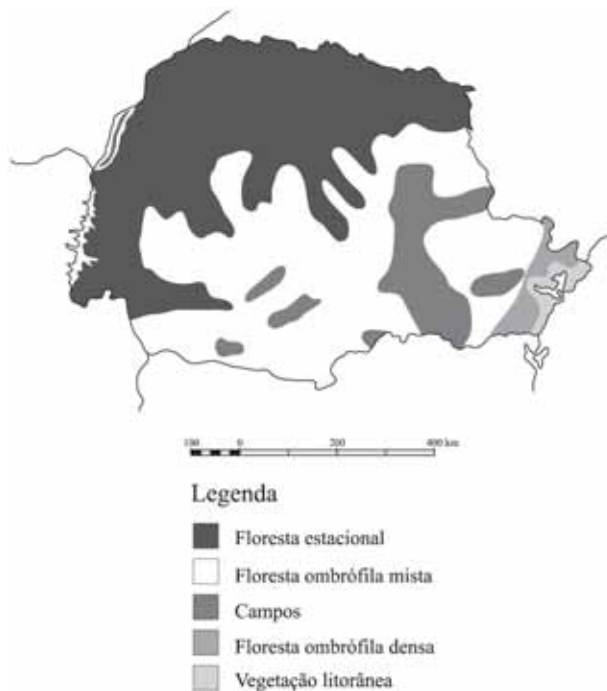


Figura 5. Tipos de vegetação do estado do Paraná.

5% da original, com 1 a 2% ao norte do paralelo 24° e a oeste do meridiano 52°. Dessa pequena porcentagem, estão sob vigilância apenas as 26 unidades de preservação do estado, que representam somente 0,1% da cobertura florestal original. Dentre os processos de degradação da cobertura florestal, o das florestas ciliares tem sido bastante significativo, pela extração de madeira, carência de tratamento de esgotos domésticos e industriais, acúmulo de agrotóxicos devido à agricultura intensiva (fig. 6) e construção de barragens.

O Paraná possui 16 grandes bacias hidrográficas, sendo que a do rio Tibagi é uma de suas bacias mais importantes, pois ocupa 13% da área do estado (fig. 4). O rio Tibagi nasce entre o primeiro e o segundo planalto paranaense, numa região de domínio de campos naturais (fig. 7), e corre em direção norte, tendo sua foz no rio Paranapanema, na divisa com o estado de São Paulo (fig. 4).

No alto Tibagi, no período de maior precipitação (dezembro-janeiro) o rio pode transbordar e invadir áreas baixas vizinhas, formando várzeas (evento que pode não ocorrer todos os anos). Levantamento fitossociológico realizado em uma várzea no município de Ipiranga encontrou índice de diversidade de Shannon (H') de 2,12 (fig. 8) e, entre as espécies mais importantes, segundo o valor de importância (IVI), estão *Actinostemon concolor*, *Sebastiania commersoniana*, *Faramea porophylla* e *Myrciaria tenella* (ver capítulo 8). Na região do médio Tibagi, o rio corre mais encaixado em seu leito, não havendo a formação expressiva de várzeas. Dependendo da topografia da margem, certas áreas podem sofrer alagamento todos os anos, ser ocasionalmente inundadas ou nunca experimentar alagamento.

Essas áreas ocorrem muito próximas umas das outras e do rio. Essas diferenças de microhabitat respondem, em parte, pela grande diversidade existente na porção média da bacia. Levantamentos fitossociológicos aí realizados encontraram  $H' = 3,59$  para uma área no município de Telêmaco Borba, tendo *Actinostemon concolor*, *Inga marginata*, *Nectandra megapotamica* e *Urera baccifera* como espécies principais; e  $H' = 3,35$  em uma área no município de Tibagi (fig. 8), sendo que *Eugenia blastantha*, *Faramea porophylla*, *Casearia obliqua* e *Nectandra grandiflora* foram as espécies principais (ver capítulo 8). No baixo Tibagi a paisagem é mais heterogênea. Em certos trechos o rio corre mais encaixado em seu leito e, em outros, em períodos de maior precipitação, pode transbordar e invadir áreas vizinhas, formando várzeas. Entretanto, essa região, em função do seu grande potencial agrícola, foi extremamente devastada pelo homem e, da floresta original, são observados apenas pequenos fragmentos. Em um desses remanescentes, no município de Ibiporã, foi encontrado  $H' = 3,92$  (fig. 8), sendo *Sorocea bonplandii*, *Gallesia integrifolia*, *Trichilia casaretti* e *Aspidosperma polyneuron* as principais espécies em IVI (ver capítulo 8). Deve-se salientar que nessa área o rio corre encaixado em seu leito, e apenas uma pequena faixa da margem sofre a influência direta do rio.

A menor diversidade ( $H' = 2,12$ ) ocorreu no fragmento do alto Tibagi ( $\cong 800$  m de altitude), sob solo hidromórfico com inundação periódica (várzea), enquanto o fragmento do baixo Tibagi ( $\cong 300$  m de altitude), que não sofre alagamento, apresenta maior diversidade ( $H' = 3,92$ ) (fig. 8). A similaridade do remanescente não alagável com o de várzea é baixa, apresentando índice de Jaccard (J) de 0,12. As diferenças observadas foram devidas, principalmente, à natureza química dos solos, à hidromorfia e às condições climáticas da cabeceira da bacia ( $\cong 900$  m), comparadas às da região da foz ( $\cong 300$  m).

A bacia do rio Tibagi apresenta alto potencial energético, dado não tanto pelo volume de água, mas, principalmente, pelas diferenças altitudinais existentes ao longo de sua extensão, associadas ao encaixamento do rio na maior parte de seu curso. Por essa razão, os fragmentos de floresta ciliar ainda existentes (fig. 9) estarão sob risco constante de degradação devido a proposições de construção de barragens. Um exemplo dessa degradação pode ser verificado no baixo Tibagi, onde extensivo alagamento ocorreu com a construção da usina hidrelétrica da represa Capivara (fig. 10). Nenhuma ação mitigadora foi desenvolvida até o presente.

No território brasileiro, as florestas ciliares são filia-das às grandes províncias florestais contíguas, como a floresta atlântica, a floresta amazônica e a floresta do rio Paraná (Ab'Saber, 1971), e, nas regiões de campo e cerrado, refletem condições excepcionais, como a maior umidade do solo (Troppmair *et al.*, 1970). Mesmo



Figura 6. Região do baixo Tibagi. Área de agricultura intensiva com alguns fragmentos florestais. (Foto: O.A. Shibatta)



Figura 7. Região do alto Tibagi. Campos naturais com manchas florestais em depressões úmidas e florestas na calha do rio. (Foto: O.A. Shibatta)

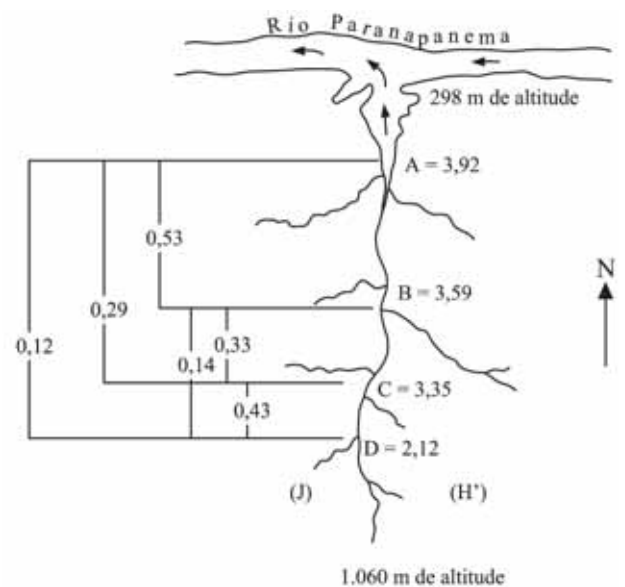


Figura 8. Bacia hidrográfica do rio Tibagi. Índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e índice de similaridade de Jaccard (J) de quatro remanescentes florestais situados nas regiões do baixo (A), do médio (B) e do alto Tibagi (C e D).

estando protegidas por legislação federal e estadual, as florestas ciliares vêm sendo progressivamente alteradas, em alguns lugares chegando à destruição, sendo, portanto, alvo de preocupação constante por parte de pesquisadores e da comunidade envolvida.



**Figura 9.** Região do médio Tibagi. Remanescentes de florestas ciliares e áreas de reflorestamento monoespecífico. (Foto: M. Orsi)



**Figura 10.** Lago da usina hidrelétrica da represa Capivara, na região do baixo Tibagi. **A** - Pormenor da margem do lago durante o período de rebaixamento do nível da água; **B** - Alagamento além do leito do rio, alcançando áreas ciliares e provocando a morte das espécies arbóreas. (Fotos: M. Orsi)

As florestas ciliares são zonas de transição (interfaces) com características definidas numa escala temporal e espacial, e têm forte interação com sistemas ecológicos adjacentes. As interfaces possuem atributos físicos e químicos, propriedades bióticas e processos de fluxo material e de energia específicos. Além disso, as interfaces, como é o caso das zonas ripícolas, são locais de migração longitudinal e *pool* gênico, ou sítios para microevolução ativa (Naiman & Décamps, 1997).

As zonas ripícolas são caracterizadas pelas heterogeneidades florística e estrutural, que muitas vezes ocorrem a curtas distâncias, porque existe uma complexa interação entre hidrologia, geomorfologia, luminosidade

e temperatura, além de sua dinâmica e composição. Há sugestões, na literatura, de que a hidrologia e sua interação com a geologia local é o fator mais importante na composição dessa heterogeneidade. Por exemplo, em planícies de inundação com diferenças microtopográficas, a vegetação alterna-se desde espécies que ocorrem em depressões e toleram longos períodos de alagamento até espécies intolerantes, que ocorrem em sítios topograficamente mais altos (Salo *et al.*, 1986; Mertes *et al.*, 1995). As zonas ripícolas têm um padrão longitudinal único, que exerce controle substancial sobre o movimento da água, dos nutrientes e dos sedimentos e sobre as espécies ocorrentes (Naiman & Décamps, 1997).

Ainda em relação à complexidade geomorfológica do ambiente ribeirinho, é importante salientar que existem diversos tipos de várzeas e de diques aluviais distribuídos por terraços de diferentes altitudes e idades de formação, rios meandantes sobre extensas planícies e rios encaixados sobre terrenos rochosos, entre outras variações. Toda essa complexidade influi diretamente no estabelecimento da flora ribeirinha. Assim, de acordo com a maior ou menor influência da água, tem-se formações florestais brejosas ou paludosas e outras que praticamente não apresentam diferenças das florestas circundantes (Catharino, 1989).

A composição florística das florestas ciliares depende de fatores como, por exemplo, proximidade de outras formações florestais, características dos cursos d'água, topografia das margens, regimes de inundação, processos de sedimentação e tipos de solo. Tudo isso favorece a que as zonas ripícolas apresentem características únicas, o que faz com que exerçam funções ecológicas também únicas e muito importantes tanto para os sistemas bióticos como para os abióticos.

A ausência de floresta ciliar altera as condições locais, gerando desequilíbrio ecológico de grandes dimensões. Um dos grandes problemas decorrentes da destruição desse ecossistema é o acentuado escoamento superficial de resíduos para o leito dos rios (Rezende, 1998), principalmente durante o alagamento. A médio e a longo prazo, o acúmulo desses sedimentos provocará rebaixamento do nível do lençol freático, gerando enchentes e diminuindo a vida útil das barragens e hidrelétricas (Assis, 1991). Além disso, as margens dos rios desprovidas de vegetação ripícola são altamente instáveis e sujeitas à erosão, que pode ser até 30 vezes maior do que quando as margens estão florestadas (Naiman & Décamps, 1997). Dados experimentais envolvendo a remoção de grandes árvores ciliares (em ruínas) caídas resultou em grande aumento na taxa de erosão, mostrando que a queda natural dessas árvores é importante na contenção de solos (Bilby, 1981).

As zonas ripícolas florestadas podem funcionar como filtro de sedimentos e de poluentes ligados a eles, impedindo a erosão dos sedimentos acumulados. Dados de estudos realizados na Carolina do Norte (EUA)

indicam que florestas ciliares removem de 80 a 90% dos sedimentos oriundos de áreas agricultáveis. Desse modo, essas florestas diminuem a poluição dos rios. Além disso, a vegetação ripícola exerce forte controle no microclima do rio (a temperatura da água, por exemplo, é altamente correlacionada com a temperatura do solo ripícola) (Naiman & Décamps, 1997).

A absorção pelas plantas também é um importante mecanismo de remoção de nutrientes em florestas ciliares (Peterjohn & Correll, 1984; Groffman *et al.*, 1992). Essas florestas são sítios importantes de acúmulo biótico de nutrientes em razão da alta taxa transpiratória, que aumenta o fluxo de massa de nutrientes para as raízes. As adaptações morfológicas e fisiológicas de muitas espécies tolerantes ao alagamento também facilitam a absorção de nutrientes sob baixa concentração de oxigênio.

Também os animais são beneficiados pelas florestas ciliares, pois tanto a matéria orgânica quanto a vegetação viva da zona ripícola são fontes de alimentação para muitas espécies, desde insetos até mamíferos (Naiman & Décamps, 1997).

Em função da heterogeneidade ambiental das florestas ciliares, existem variações de nichos de regeneração que facilitam a coexistência de várias espécies. A ocorrência de qualquer espécie em áreas ripícolas provavelmente se deve a diversas razões interrelacionadas. Por exemplo, alguns animais jovens preferem permanecer perto dos canais de água corrente, onde encontram condições adequadas de temperatura e umidade. A fonte de água para beber também é uma importante razão para animais viverem em áreas ripícolas (Naiman & Décamps, 1997).

Muitos indivíduos e espécies de pássaros são encontrados em habitats ripícolas mais do que em áreas adjacentes, sendo que a comunidade de pássaros é sensível à qualidade desses habitats (Croonquist & Brooks, 1993). A destruição da vegetação ripícola traz, como consequência, a extinção local e a redução na capacidade de algumas populações de recolonizar os sítios (Knopf & Samson, 1994).

Por outro lado, a atividade alimentar, ao longo do tempo, atua na estrutura e no funcionamento das florestas ciliares. Por exemplo, a zoocoria, particularmente a ornitocoria, facilita a expansão de certas espécies vegetais por meio da alimentação seletiva e do transporte de propágulos (Naiman & Décamps, 1997). As matas ciliares também propiciam corredores para migração e dispersão de animais e plantas.

Além da importância que as árvores em ruínas têm na contenção da erosão, a queda de árvores sobre o rio pode criar habitat para peixes e microinvertebrados. Nas matas ciliares, as árvores caídas podem reter propágulos (sementes e fragmentos de plantas) e, desse modo, protegê-los da erosão, da abrasão e, em alguns casos, da seca e herbivoria (Fetherston *et al.*, 1995); podem,

ainda, oferecer proteção para pequenos mamíferos e pássaros (Naiman & Décamps, 1997). A diversidade e a abundância de pequenos mamíferos, como musaranhos e ratos, são significativamente maiores em áreas com quedas acumuladas de árvores, e diversas espécies de aves procuram preferencialmente as árvores caídas em busca de alimento e para empoleirar (Doyle, 1990).

Frente ao exposto, fica claro que alterações nas comunidades de plantas ripícolas vão afetar os organismos aquáticos, inclusive os peixes, e, como consequência, modificar a cadeia alimentar e o habitat dentro do rio. Além disso, as florestas ciliares são essenciais para a manutenção da diversidade de anfíbios, répteis, pássaros e mamíferos (Keller *et al.*, 1993; Croonquist & Brooks, 1993). Medidas para a conservação das matas ciliares, além de trazer benefícios para os solos, para os mananciais de água e para a agricultura, significam a proteção de um grande patrimônio genético, que corresponde à sua fauna e à sua flora.

As florestas ripícolas podem também ter importância como sítio seguro para a flora regional durante períodos secos. Algumas zonas tropicais úmidas atuais parecem ter experimentado seca no Pleistoceno. Informações sobre a não ocorrência de extinção em massa e sobre a rápida re-expansão de espécies durante o início do Holoceno sugerem que as florestas ciliares foram refúgio para a manutenção da diversidade de plantas méxicas (Meave & Kellman, 1994). Essa importância histórica das florestas ciliares pode estar relacionada também com a fauna. As informações disponíveis indicam que elas têm servido como refúgio e como corredores para intercâmbio genético entre populações pelo menos desde o Quaternário (Marinho Filho & Reis, 1989).

O alagamento, que se relaciona com o regime pluviométrico, com a topografia local, com o traçado dos rios e os tipos de solo, é o maior condicionante da vegetação em florestas ciliares, e sua influência é determinada pela frequência, intensidade e duração das inundações. Décamps *et al.* (1988) apresentaram um modelo de sucessão para uma floresta ciliar no qual um processo de sucessão cíclica ocorreu na planície de inundação, local onde a erosão e a deposição induzida pelo alagamento são comuns. Entretanto, nos terraços mais altos, sem alagamentos repetidos, a dinâmica sucessional não reverteu. A quantidade de material biótico resultante da sucessão inicial e sua viabilidade dependem do tipo, da intensidade, da frequência e da duração do alagamento. As inundações também preparam os sítios para invasão por espécies adicionais favorecidas pelas novas condições.

Como colocado anteriormente, as florestas ciliares são caracterizadas pela heterogeneidade florística e estrutural, mas a diversidade é bem menor quando se considera apenas as áreas sujeitas a inundações periódicas ou esporádicas, pois são poucas as espécies que toleram esse estresse (Joly, 1991). Nas regiões tropicais

ocorre a maioria das comunidades arbóreas naturalmente inundáveis, sendo que existem poucas informações a respeito dos mecanismos que possibilitam a sobrevivência das plantas nessas condições. A maior parte dos trabalhos refere-se às espécies de regiões de clima temperado, sujeitas ao alagamento durante o período de inverno, coincidente com o período de baixo metabolismo dessas espécies. Nas regiões tropicais, ao contrário, as cheias máximas ocorrem no verão, época de maior atividade metabólica das espécies (Joly, 1991), resultando em maior complexidade de respostas adaptativas às condições de alagamento relacionadas à ecofisiologia e à morfo-anatomia.

Os estudos de adaptações morfo-anatômicas e ecofisiológicas de espécies arbóreas de florestas ciliares tropicais sob alagamento revelam conhecimentos de grande valor para a ciência, uma vez que possibilitam aos pesquisadores entender a riqueza de mecanismos e fenômenos que ocorrem. Além disso, esses estudos assumem importância ainda maior se for considerada a necessidade de uma argumentação embasada, completa e aprofundada para demonstrar a importância da manutenção e recuperação das florestas ciliares, levando em conta toda a complexidade desse ecossistema, que, em última instância, vai refletir a sua biodiversidade.

### ALAGAMENTO: CONSIDERAÇÕES GERAIS

O alagamento interfere numa série de processos físico-químicos e biológicos, influenciando profundamente na qualidade do solo, que é o substrato mais importante para o desenvolvimento das plantas. Dentre as modificações, destacam-se: diminuição de trocas gasosas entre o solo e o ar; acúmulo de gases como  $N_2$ ,  $CO_2$  e  $H_2$ , a produção de hidrocarbonetos, compostos fenólicos, álcoois e ácidos graxos voláteis, devida à anaerobiose; aumento do pH em solos ácidos e sua redução nos alcalinos, e a diminuição significativa do potencial redox (Ponnamperuma, 1984; Gambrell *et al.*, 1991).

Em um solo bem drenado, os espaços circunvizinhos às partículas e aos agregados do solo estão, em sua maioria, interconectados entre si e com a atmosfera, o que permite uma rápida difusão de oxigênio para todas as raízes (Armstrong, 1978). Porém, em um solo alagado, esses espaços são preenchidos por água, onde a difusão do oxigênio e da maioria dos gases é cerca de 10 mil vezes mais lenta do que no ar (Ernst, 1990; Vartapetian, 1993; Armstrong *et al.*, 1994). Em adição às restrições sofridas pelas plantas, a atividade de bactérias anaeróbias facultativas e obrigatórias que proliferam, aliada à falta de oxigênio, afeta a biodisponibilidade de um variado número de nutrientes e aumenta a produção de toxinas potenciais no solo, causando várias implicações ecológicas (Armstrong, 1978).

A falta de oxigênio no solo afeta a disponibilidade de nutrientes por alterá-los de um estado oxidado para um

reduzido. Quando cultivadas em solo bem drenado (alta tensão de  $O_2$ ), as plantas, em sua maioria, reduzem o ferro e o manganês pela acidificação da rizosfera, estimuladas por um sistema enzimático na membrana das células (Brown & Jolley, 1988 *apud* Ernst, 1990). Quando em condições de solo alagado (baixa tensão de  $O_2$ ), o ferro e o manganês são reduzidos sem a participação das plantas, ocorrendo um aumento na disponibilidade desses íons que escapa ao controle metabólico das raízes (fig. 11). Conseqüentemente, ocorre um aumento na absorção de ferro e manganês pelas células, o que pode ser tóxico para as plantas (Ponnamperuma, 1984).

Por outro lado, o nitrogênio está, preferencialmente, disponível para a absorção pelas plantas na sua forma oxidada, o nitrato, sendo que um pequeno decréscimo do potencial redox do solo propicia a sua redução, por bactérias, à amônia ou ao  $N_2$ , que é volátil (Ernst, 1990), além de não possibilitar a oxidação, por bactérias, de amônia para nitrato, o que ocorre naturalmente em solo arejado. Como conseqüência, a planta passa a apresentar sintomas da falta de nitrogênio (fig. 12). O solo com menor potencial redox também afeta a biodisponibilidade do enxofre. O sulfato é reduzido a sulfeto, que entra em grandes quantidades na planta, ao passo que a absorção de sulfato é metabolicamente controlada (Schiff & Hodson, 1973 *apud* Ernst, 1990).

Desde o início do Carbonífero ocorreu um grande decréscimo no nível de dióxido de carbono atmosférico, fazendo com que esse elemento se tornasse, potencialmente, um fator limitante para o crescimento das plantas, apesar de seus níveis terem aumentado mais recentemente, principalmente devido à queima de combustíveis fósseis. Por outro lado, comparado ao dióxido de carbono, o alto teor de oxigênio atmosférico atual faz com que esse gás seja ignorado como um fator limitante na ecologia vegetal (Crawford, 1992). Porém, a observação de que a falta de oxigênio, completa (anoxia) ou parcial (hipoxia), é prejudicial para a maioria dos vegetais superiores aumentou o interesse em saber se há alguma diferença fisiológica fundamental entre as espécies nas suas respostas celulares à anaerobiose (Crawford & Brändle, 1996).

Os órgãos e tecidos aeróbios dos vegetais superiores necessitam de um constante influxo de oxigênio do ambiente para sustentar seu metabolismo e crescimento (Kennedy *et al.*, 1992; Vartapetian, 1993), sendo que a deficiência desse gás resulta num declínio nos níveis de energia (Saglio *et al.*, 1980) e em mudanças no pH citoplasmático (Davies *et al.*, 1987). Em conseqüência desses e de outros fatores, a aquisição de nutrientes pode ser impedida (Drew, 1988; Atwell & Steer, 1990), assim como podem ocorrer alterações hormonais (Reid & Bradford, 1984).

As interpretações sobre estratégias de tolerância das plantas às baixas concentrações de oxigênio são baseadas

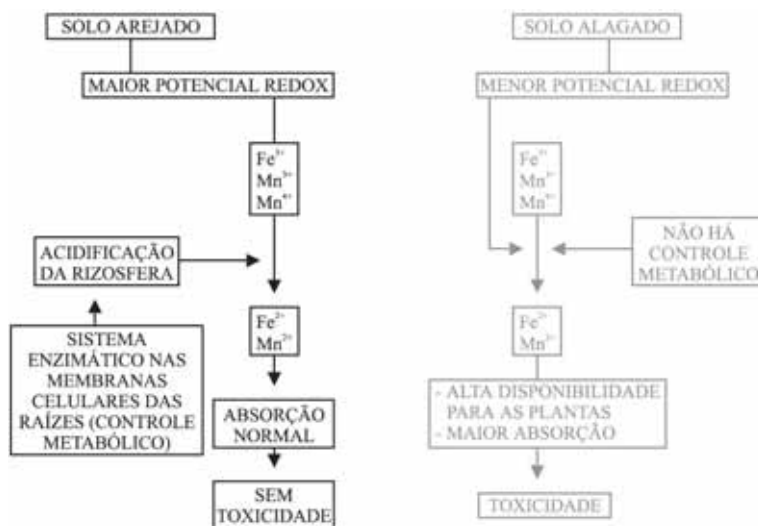


Figura 11. Influência do alagamento do solo sobre o estado de oxidação dos ions ferro e manganês.

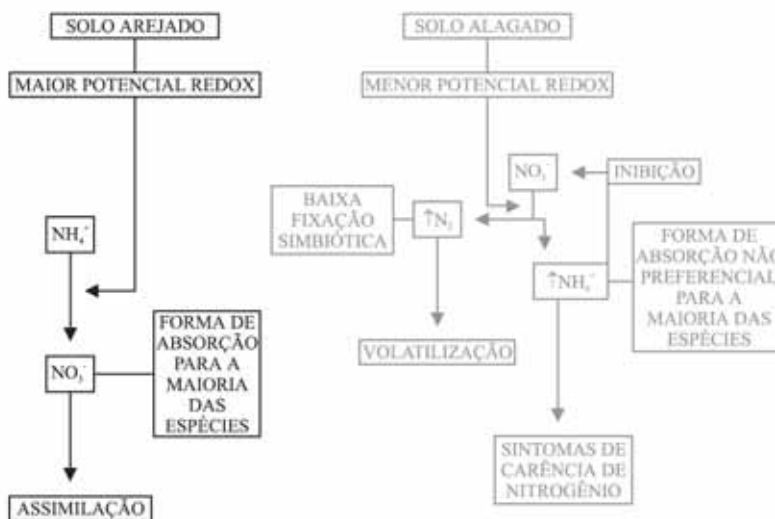


Figura 12. Influência do alagamento do solo sobre a disponibilidade do nitrogênio.

nas hipóteses de que a ativação de rotas metabólicas poderia controlar a respiração das raízes (Crawford, 1978) e que as alterações morfo-anatômicas das plantas possibilitam a difusão de oxigênio da parte aérea para as raízes (Armstrong, 1979). Joly (1991), referindo-se às espécies arbóreas tropicais, sugeriu a ocorrência de uma interação de adaptações morfológicas, anatômicas e metabólicas. Crawford (1992) relata que sistemas de aeração interna podem facilitar a difusão gasosa, mas podem não garantir um adequado suprimento de oxigênio aos órgãos submersos, concordando que deve ser necessária a atuação conjunta de outras estratégias para a sobrevivência a longos períodos de inundação.

Uma vez que a limitação de oxigênio afeta a sobrevivência e o crescimento das plantas superiores de forma diferenciada entre as espécies, a variação na sua disponibilidade torna-se um forte determinante ecológico na ampla variedade de habitats existentes. As espécies capazes de sobreviver durante períodos de baixa disponibilidade de oxigênio terão vantagens adaptativas sobre

aquelas que são incapazes de sofrer qualquer interrupção no suprimento desse gás. A restrição ao suprimento de oxigênio, ao impor limitações no ambiente, cria ampla variedade de respostas adaptativas, do Ártico aos trópicos, e o modelo de distribuição vegetal frequentemente tem o oxigênio como fator limitante, tanto por agir diretamente no metabolismo da planta quanto por causar alterações no ambiente (Crawford, 1992).

As respostas de espécies arbóreas ao alagamento são complexas e podem variar com a idade, o porte e a fase em que as plantas se encontram (Broadfoot, 1967; Rinne, 1990). Sendo assim, praticamente não se conhece as estratégias de tolerância que essas espécies desenvolveram (Joly & Crawford, 1982). O solo, tornando-se hipóxico, leva as raízes a uma situação de estresse, e as plantas respondem a essa condição com maior ou menor eficiência, permitindo a distinção entre espécies tolerantes e intolerantes (Armstrong *et al.*, 1994).

Em geral, as plantas apresentam modificações morfológicas e anatômicas quando submetidas ao ala-



gamento (Kozłowski, 1984), sendo que a hipertrofia de lenticelas ocorre com frequência em espécies lenhosas alagadas (Andersen *et al.*, 1984). Muitas vezes, juntamente com as lenticelas hipertrofiadas ocorre a formação de aerênquima, que são adaptações que podem facilitar a difusão de oxigênio da parte aérea para as raízes (Pezeshki *et al.*, 1993; Calbo *et al.*, 1998). Outra adaptação importante para as plantas tolerarem a inundação é o enraizamento adventício, que além de auxiliar na difusão de oxigênio auxilia na sustentação da planta e aumenta a capacidade de absorção de água e nutrientes (Tsukahara & Kozłowski, 1985). Entretanto, a importância das modificações morfológicas que ocorrem durante a inundação tem sido amplamente discutida, havendo controvérsias (Tripepi & Mitchell, 1984; Tsukahara & Kozłowski, 1985; Armstrong *et al.*, 1994).

Além dos efeitos diretos do alagamento sobre a dinâmica do solo, Drew (1991) afirma que dois dos principais efeitos fisiológicos do alagamento são a redução na absorção dos íons, que depende de energia vinda da respiração aeróbia, e a redução do transporte desses íons pelas raízes, que leva a uma deficiência nutricional na parte aérea. Os efeitos do alagamento sobre as plantas incluem, além de respostas nas raízes, respostas nas folhas, como, por exemplo, decréscimo da condutância estomática e da fotossíntese líquida, o que foi observado tanto em espécies tolerantes como intolerantes (Pezeshki, 1993; Pezeshki *et al.*, 1993; Dreyer, 1994; Liao & Lin, 1994, 1996; Will *et al.*, 1995). No entanto, são limitados os dados comparativos sobre a velocidade em que a condutância estomática e a fotossíntese líquida são diminuídas, assim como sobre a recuperação fisiológica desses processos após remoção do alagamento ou sob alagamento contínuo (Pezeshki, 1993). E, para as espécies arbóreas tropicais sob alagamento, estudos sobre nutrição mineral, condutância estomática e fotossíntese praticamente inexistem.

A hipoxia pode provocar queda na respiração aeróbia, no nível nutricional e na fotossíntese, afetando o crescimento das plantas. Drew (1991) afirma que o alagamento pode levar a uma redução diferenciada no crescimento da raiz e da parte aérea, provocando, muitas vezes, redução na razão raiz/parte aérea (Tsukahara & Kozłowski, 1985; Yamamoto *et al.*, 1995a). O efeito sobre o crescimento reduz tanto a massa seca (Tsukahara & Kozłowski, 1985; Nash & Graves, 1993) como o comprimento da planta (Ewing, 1996). A excessiva umidade do solo pode levar a um retardamento no desenvolvimento e na produção de folhas, causar clorose, abscisão e senescência (Zhang & Davies, 1986; Nash & Graves, 1993). Os efeitos do alagamento sobre o crescimento ocorrem principalmente em plantas intolerantes à inundação (Joly & Crawford, 1982), mas também têm sido observados em plantas tolerantes a ela (Tsukahara & Kozłowski, 1985; Nash & Graves, 1993).

Visando determinar como as espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi respondem ao alagamento, e discutir se essas respostas são, ou não, mecanismos de tolerância à inundação, foram desenvolvidos estudos com várias espécies, ressaltando-se que esses estudos poderão contribuir para o entendimento da diversidade de estratégias de tolerância à inundação apresentadas pelas espécies tropicais. Para tanto, as seguintes questões foram levantadas: plantas de diferentes espécies, submetidas à hipoxia, apresentam modificações morfológicas e anatômicas indicadoras de tolerância? Espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi apresentam respostas metabólicas que indicam alteração no padrão respiratório das raízes, quando submetidas à hipoxia? A nutrição mineral, a condutância estomática e a taxa fotossintética são afetadas pelo alagamento do solo? O solo alagado altera o padrão de crescimento dessas espécies? Pode-se estabelecer um gradiente de tolerância à inundação para essas espécies?

A partir dos levantamentos florísticos e fitossociológicos realizados em quatro remanescentes representativos das diferentes áreas da bacia do rio Tibagi, foi elaborada uma relação de espécies ocorrentes numa quota de até 5 m em relação ao nível do rio, e que são aquelas correlacionadas com a maior hidromorfia dos solos e com a frequência do regime de inundação (tab. 1). Pesquisar essas espécies a fim de compreender as estratégias de tolerância à hipoxia é ponto relevante, visto que são espécies importantes para a restauração de áreas ciliares deflorestadas tanto pela expansão agropecuária como pela formação de lagos artificiais.

Das espécies apresentadas na tabela 1, foram obtidos dados de morfo-anatomia e ecofisiologia, ainda que parciais, das espécies *Sebastiania commersoniana*, *Anadenanthera colubrina*, *Parapiptadenia rigida*, *Campomanesia xanthocarpa*, *Chrysophyllum gonocarpum*, *Inga striata*, *Peltophorum dubium* e *Chorisia speciosa*. Além dessas, outras espécies também foram estudadas, como *Joannesia princeps*, *Croton urucurana* e *Croton floribundus* (Euphorbiaceae), *Spathodea campanulata*, *Jacaranda puberula* e *Tabebuia avellanedae* (Bignoniaceae), *Sesbania virgata* e *Lonchocarpus muehlbergianus* (Fabaceae), *Lithraea molleoides* e *Schinus terebinthifolius* (Anarcardiaceae) e *Cedrela fissilis* (Meliaceae).

#### MODIFICAÇÕES MORFOLÓGICAS, ANATÔMICAS E FISIOLÓGICAS DE PLANTAS ARBÓREAS SUBMETIDAS AO ALAGAMENTO

Crawford & Brändle (1996) listaram uma diversidade de efeitos provocados pelo alagamento no substrato, devido à deficiência de oxigênio, como produção de íons reduzidos tóxicos e proliferação de microorganismos patogênicos; essas alterações no substrato, por sua vez, vão gerar uma série de alterações nas

**Tabela 1.** Relação das 41 espécies, por ordem de importância, ocorrentes na quota de até 5 m em relação ao nível do rio, em quatro áreas amostradas. (Os autores dos nomes das espécies foram citados no capítulo 8.)

---

<i>Actinostemon concolor</i>
<i>Sebastiania commersoniana</i>
<i>Faramea porophylla</i>
<i>Myrciaria tenella</i>
<i>Luehea divaricata</i>
<i>Ruprechtia laxiflora</i>
<i>Eugenia blastantha</i>
<i>Vitex megapotamica</i>
<i>Casearia decandra</i>
<i>Matayba elaeagnoides</i>
<i>Luehea divaricata</i>
<i>Anadenanthera colubrina</i>
<i>Myrcia multiflora</i>
<i>Parapiptadenia rigida</i>
<i>Guettarda uruguensis</i>
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>
<i>Araucaria angustifolia</i>
<i>Nectandra grandiflora</i>
<i>Inga marginata</i>
<i>Lonchocarpus cultratus</i>
<i>Alchornea glandulosa</i>
<i>Pouteria beaurepairei</i>
<i>Syagrus romanzoffiana</i>
<i>Sorocea bonplandii</i>
<i>Nectandra rígida</i>
<i>Calyptanthes lucida</i>
<i>Cabrlea canjerana</i>
<i>Myrceugenia miersiana</i>
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>
<i>Trichilia casaretti</i>
<i>Myroxylon peruiferum</i>
<i>Machaerium scleroxylon</i>
<i>Inga striata</i>
<i>Calliandra tweediei</i>
<i>Astronium graveolens</i>
<i>Aspidosperma polyneuron</i>
<i>Peltophorum dubium</i>
<i>Luetzelburgia guaissara</i>
<i>Picrasma crenata</i>
<i>Chorisia speciosa</i>

---

plantas. Outros pesquisadores relataram que injúria pós-anoxia por danos oxidativos causados às células pelos intermediários oxigenados reativos resulta na morte de raízes, afetando o crescimento dos indivíduos de muitas espécies (Basaga, 1990; Albrecht & Wiedenroth, 1994).

As principais modificações morfológicas e anatômicas observadas em plantas alagadas são: aerênquima (Kozłowski, 1984; McNamara & Mitchell, 1990; Pimenta *et al.*, 1998); hipertrofia de lenticelas (Newsome *et al.*, 1982; Hook, 1984; Topa & McLeod, 1986; Larson *et al.*, 1991; Lobo & Joly, 1995; Pimenta *et al.*, 1998); formação de raízes adventícias (Hook, 1984;

Tsukahara & Kozłowski, 1985; McNamara & Mitchell, 1990; Pimenta *et al.*, 1998); hipertrofia da base dos caules (Wample & Reid, 1979; Jackson & Drew, 1984; Yamamoto *et al.*, 1995a; Pimenta *et al.*, 1998); redução do crescimento e do desenvolvimento das plantas (Tang & Kozłowski, 1982a, 1982b; Newsome *et al.*, 1982; Yamamoto *et al.*, 1995a); senescência, abscisão e epinastia de folhas (Tang & Kozłowski, 1982c; Kozłowski, 1984; Sena-Gomes & Kozłowski, 1988; Pimenta *et al.*, 1994, 1998).

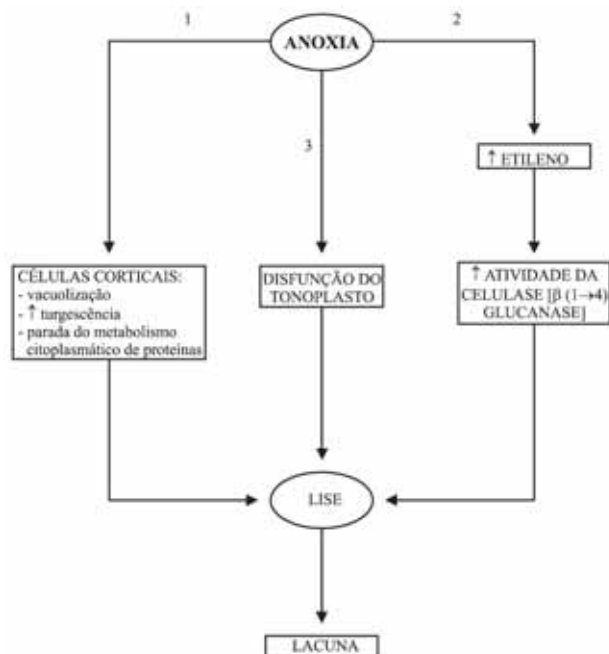
### Aerênquima

Para Armstrong (1979), é imprescindível que plantas em solos hipóxicos obtenham oxigênio da parte aérea e o transloquem para as regiões inferiores através de um contínuo de espaços intercelulares dos tecidos corticais desde os caules até as raízes. Espaços intercelulares, como meatos, lacunas e câmaras, podem ser formados por esquizogenia (Esau, 1990) ou lisogenia (Feldman, 1984). Em plantas tolerantes ao alagamento, o aerênquima esquizógeno estende-se quase até o ápice das raízes, diferente do aerênquima lisígeno, que desenvolve-se secundariamente em tecidos corticais diferenciados (Konings, 1983).

McPherson (1939) explica a formação de lacunas no parênquima cortical de raízes de *Zea mays* sob anoxia com base na vacuolização das células desse parênquima, as quais sujeitam-se a grande turgescência, parada rápida no metabolismo citoplasmático de proteínas e conseqüente deterioração (fig. 13). Para Kawase (1981) e Jackson *et al.* (1993), a anaerobiose e a formação de aerênquima pela ação do etileno têm alta correlação com o aumento da atividade da celulase [ $\beta$  - (1  $\rightarrow$  4) glucanase], enzima envolvida na degradação de paredes celulares (fig. 13). Campbell & Drew (1983) consideram que a disfunção do tonoplasto seria o primeiro sintoma do colapso das células e da formação do aerênquima lisígeno (fig. 13).

Justin & Armstrong (1991) e Medri *et al.* (1998) sugerem que a formação de espaços esquizógenos pode ser resultante de mudanças de formato e/ou dimensões das células.

Em solos hipóxicos, o aerênquima pode ser formado em raízes, caules (inclusive em rizomas) e folhas, podendo se originar simultaneamente ao desenvolvimento do órgão, como, por exemplo, nas raízes adventícias (Jackson, 1989). A presença de aerênquima em caules e raízes de plantas alagadas foi constatada por muitos pesquisadores (McPherson, 1939; Kawase, 1976, 1981; Drew *et al.*, 1979; Armstrong, 1979; Reid & Bradford, 1984; Jackson & Drew, 1984; Kozłowski, 1984; Jackson, 1989; McNamara & Mitchell, 1990; Summers & Jackson, 1994; Youssef & Saenger, 1996; Calbo *et al.*, 1998), sendo que, em espécies bem adaptadas, esse tecido pode formar um contínuo desde as



**Figura 13.** Possíveis vias de formação de aerênquima lisígeno em plantas submetidas à anoxia. 1 = McPherson (1939); 2 = Feldman (1984) e Jackson *et al.* (1993); 3 = Campbell & Drew (1983).

folhas até as raízes (Armstrong, 1979; Jackson, 1989; Grinjeva & Bragina, 1993).

A ocorrência de aeração interna não depende, necessariamente, da formação de um extenso aerênquima (Laan *et al.*, 1990). Armstrong *et al.* (1982; 1983) verificaram que raízes de ervilha com porosidade de 2-4% mostravam aeração interna, e Armstrong (1979) e De Willigen & Van Noordwijk (1984) calcularam que mesmo porosidades de 1-4% poderiam contribuir significativamente para a respiração da raiz sob hipoxia, desde que os espaços intercelulares formassem um sistema contínuo.

O aerênquima é composto de células e de muitos espaços intercelulares pequenos e/ou lacunas preenchidas com ar (Smirnof & Crawford, 1983) e, quando funcional, facilita o transporte de  $O_2$  atmosférico da parte aérea da planta para as raízes e para a rizosfera. Apesar de possuir baixa resistência ao movimento do oxigênio e menor quantidade relativa de células respirando (Armstrong, 1979; Drew *et al.*, 1985), mantém suficiente estrutura de suporte (Williams & Barber, 1961).

Através do aerênquima ocorre fluxo de oxigênio da planta para o solo, possibilitando a precipitação de hidróxido de manganês, hidróxido férrico e sulfeto de ferro, protegendo a planta de uma possível toxicidade de  $Mn^{++}$  e  $Fe^{++}$  (Ernst, 1990). Além disso, a liberação de  $O_2$  otimiza o meio para a biota aeróbia — um exemplo são as bactérias nitrificantes, que aumentam a disponibilidade de nitratos para as raízes (Blom *et al.*, 1994).

Medri & Correa (1985), trabalhando com *Spathodea campanulata* e *Joannesia princeps*, encontraram grande plasticidade morfo-anatômica ao submeter plantas

jovens a solos encharcados e alagados por 90 dias. Em *S. campanulata* ocorreu grande formação de aerênquima cortical sob alagamento, tanto nas raízes pivotantes como nas secundárias, enquanto que em *J. princeps* apenas as raízes secundárias formaram grandes espaços.

Em estudos com espécies arbóreas da bacia do rio Tibagi, freqüentemente tem sido observada a formação de aerênquima cortical em caules e raízes de plantas jovens inundadas. Isso foi observado em *Croton urucurana* (fig. 14), *Sesbania virgata* (fig. 15) e *Sebastiania commersoniana* (fig. 16). Além dessas espécies, também *Jacaranda puberula* (Pimenta *et al.*, 1996), *Peltophorum dubium* (Medri *et al.*, 1998) *Lonchocarpus muehlbergianus*, *Lithraea molleoides* e *Campomanesia xanthocarpa* apresentaram o córtex aerenquimatoso em caules e raízes.

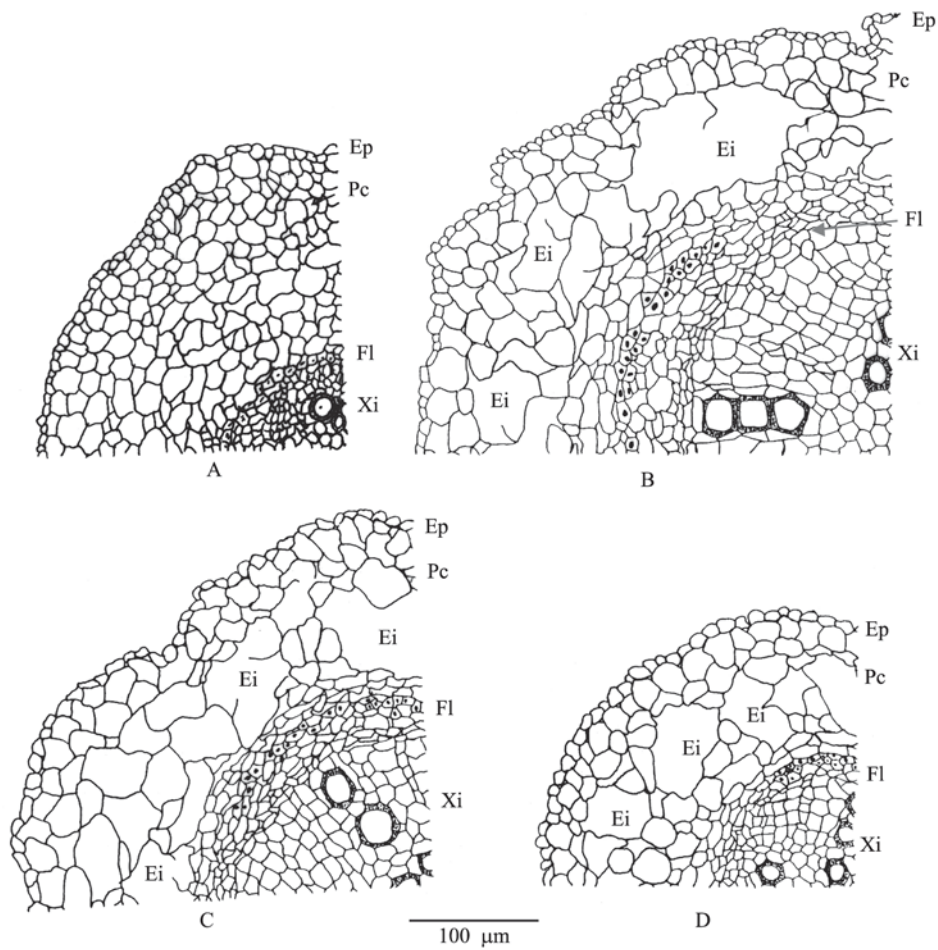
As espécies *S. virgata* (fig. 15), *S. commersoniana* (fig. 16) e *C. urucurana* (figs. 14 e 17), além de *C. floribundus* e *L. molleoides*, submetidas ao alagamento formaram aerênquimas corticais com presença marcante de meatos, lacunas e até câmaras. Por sua vez, *Inga striata*, *L. muehlbergianus* e *C. xanthocarpa* apresentaram tecidos menos aerenquimatosos, com predominância de meatos e, raramente, presença de lacunas.

Plantas alagadas de *Chorisia speciosa* apresentaram parênquima cortical de caules mais espesso que os das plantas-controle, em razão do maior número de camadas celulares (fig. 18) e também porque suas células foram significativamente maiores. No entanto, diferente do que ocorreu com a maioria das espécies, não se observou a formação de aerênquima cortical.

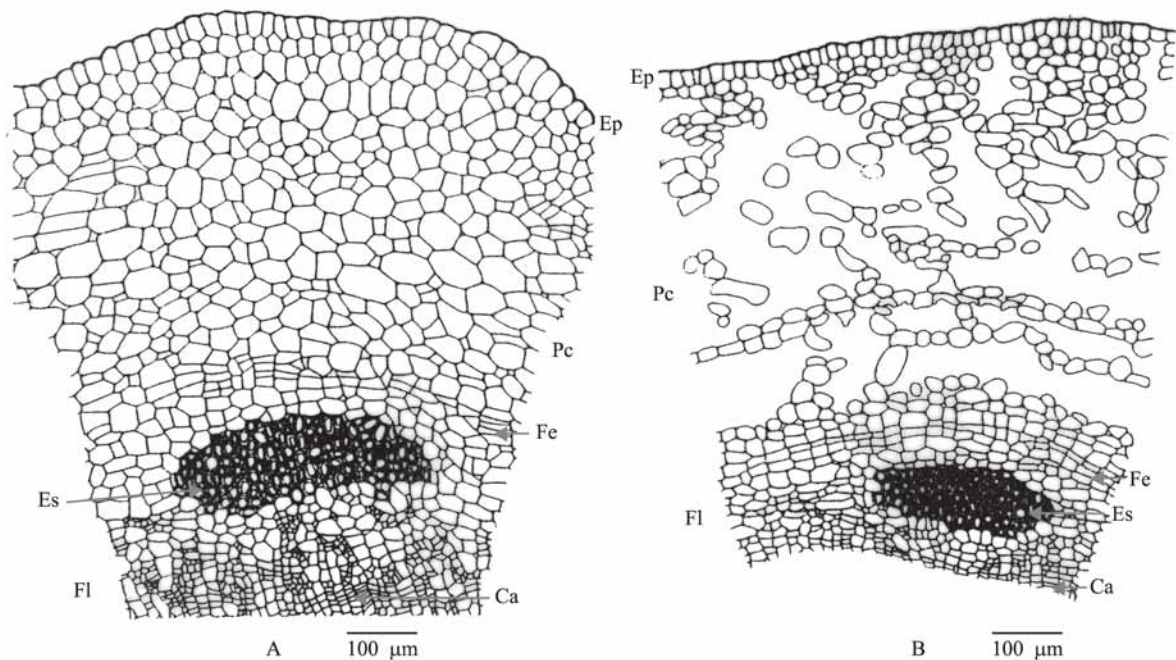
Em plantas de *S. commersoniana* alagadas por 60 dias, o número de camadas celulares corticais não se alterou. Entretanto, são maiores as células corticais das raízes principal e secundárias (fig. 16), e as porcentagens de espaços intercelulares também são maiores nessas raízes quando comparadas às porcentagens de espaços das raízes das plantas-controle (fig. 19). Os espaços intercelulares das plantas alagadas são de origem esquizógena (Kolb *et al.*, 1998).

Em plantas alagadas de *Sesbania virgata* foi observado ligeiro incremento de espaços intercelulares no parênquima cortical de raízes (fig. 20) e aumento significativo na quantidade de espaços intercelulares na base do caule (figs. 15 e 20). Nessas plantas, a grande quantidade de espaços intercelulares no parênquima cortical do caule e das raízes causa intumescimento nesses órgãos, favorecendo a difusão de oxigênio — o que permite um metabolismo aeróbio nas raízes diageotrópicas e adventícias, contribuindo para a sobrevivência da planta sob hipoxia. O aerênquima observado em *S. virgata* é esquizógeno (Davanso-Fabro *et al.*, 1998).

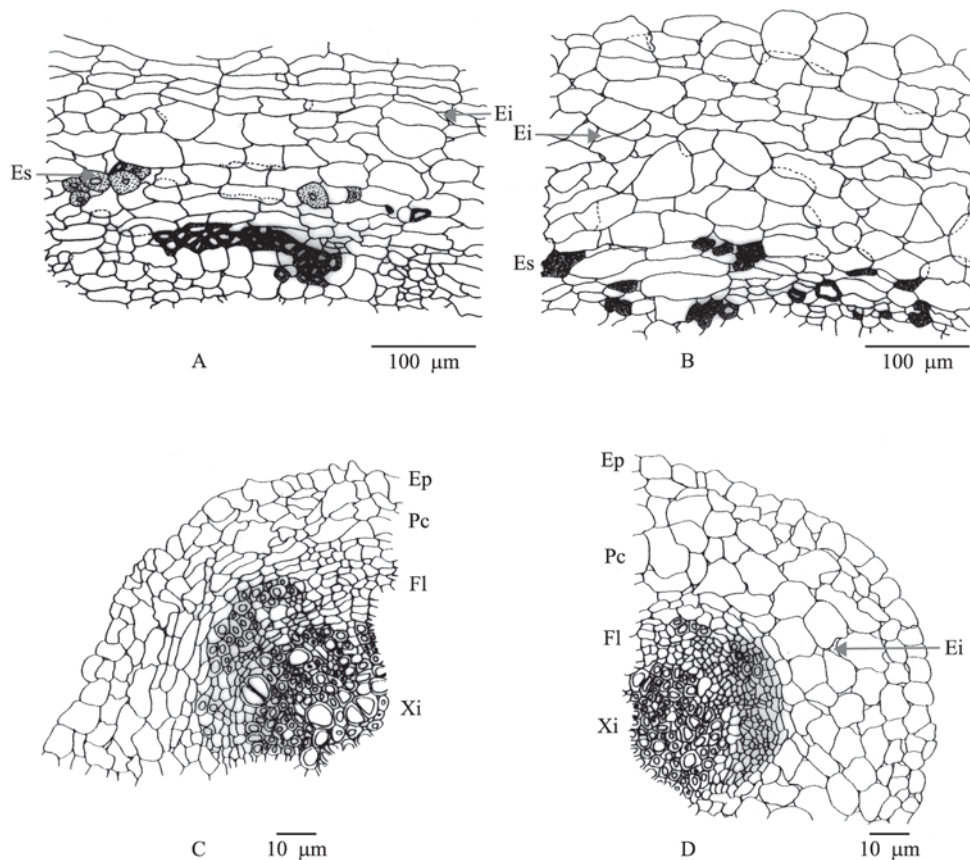
Hook & Brown (1973) encontraram mais espaços de ar no câmbio de espécies tolerantes à inundação, como *Nyssa aquatica* e *Fraxinus pennsylvanica*, do que em espécies menos tolerantes, como *Platanus occiden-*



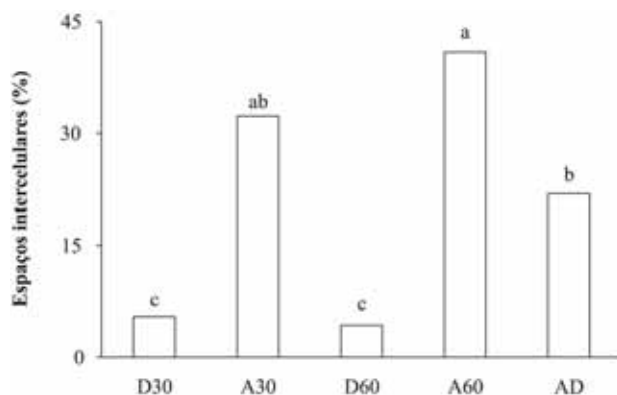
**Figura 14.** Secções transversais de raízes laterais de plantas de *Croton urucurana* cultivadas em solo drenado (A) e de raízes adventícias de plantas cultivadas em solo alagado por 30 dias (B), 60 dias (C) e alagado por 30 dias seguidos de reeração por mais 30 (D). Ei = espaços intercelulares; Ep = epiderme; Fl = floema; Pc = parênquima cortical; Xi = xilema. (Fonte: Colli, 1998)



**Figura 15.** Secções transversais da base de caules de *Sesbania virgata*. A - Plantas-control; B - Plantas alagadas por 40 dias. Ca = câmbio; Ep = epiderme; Es = esclerênquima; Fe = felogênio; Fl = floema; Pc = parênquima cortical. (Fonte: Davanso-Fabro *et al.*, 1998)



**Figura 16.** Seções transversais de córtex da raiz principal (A e B) e de raízes secundárias (C e D) de *Sebastiania commersoniana*. A e C - Planta-control; B e D - Planta alagada por 60 dias. Ei = espaços intercelulares; Ep = epiderme; Es = esclerênquima; Fl = floema; Pc = parênquima cortical; Xi = xilema (C e D foram tomados de Kolb *et al.*, 1998).



**Figura 17.** Porcentagem de espaços intercelulares corticais em raízes adventícias e em raízes secundárias de plantas de *Croton urucurana* alagadas por 30 e 60 dias. D = solo drenado; A = solo alagado; AD = solo alagado por 30 dias e drenado por mais 30. As barras com pelo menos uma mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ).

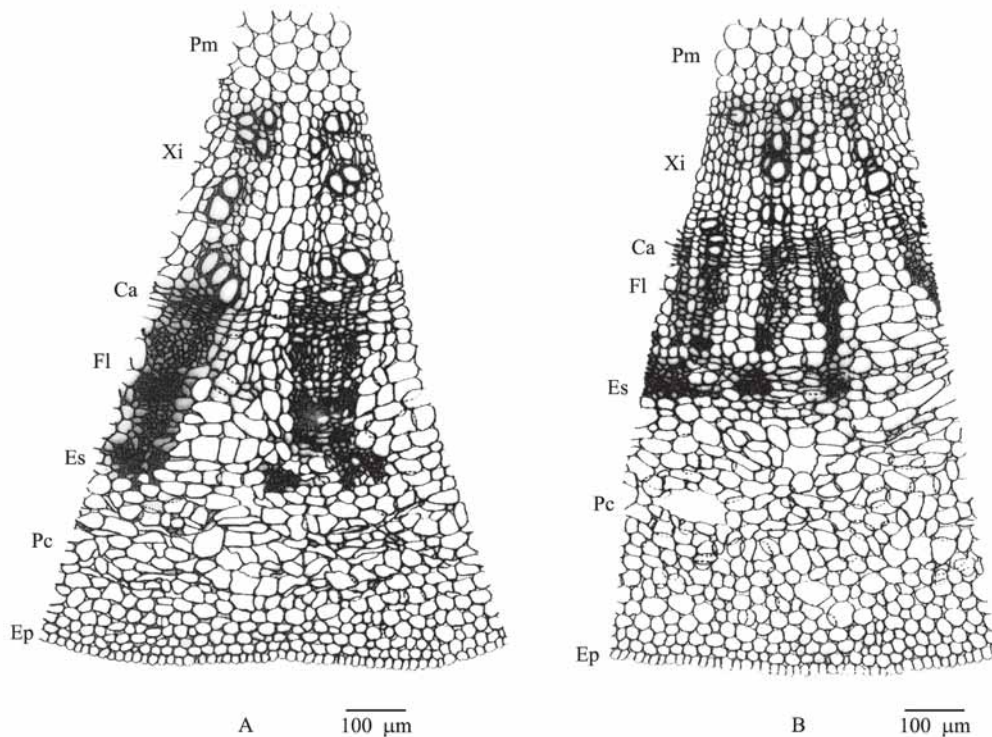
*talis*, *Liriodendron tulipifera* e *Liquidambar styraciflua*. Os resultados obtidos em *S. virgata* (Davanzo-Fabro *et al.*, 1998) e *Croton urucurana* (Colli, 1998), espécies que habitam ambientes alagáveis, corroboram a observação de Hook & Brown (1973). Entretanto, em *Sebastiania commersoniana* (Kolb *et al.*, 1998), espécie que habita áreas alagáveis, a formação de espaços intercelulares é menor que em outras espécies, inclusive

naquelas menos tolerantes ao alagamento, como *Jacaranda puberula* (Pimenta *et al.*, 1996).

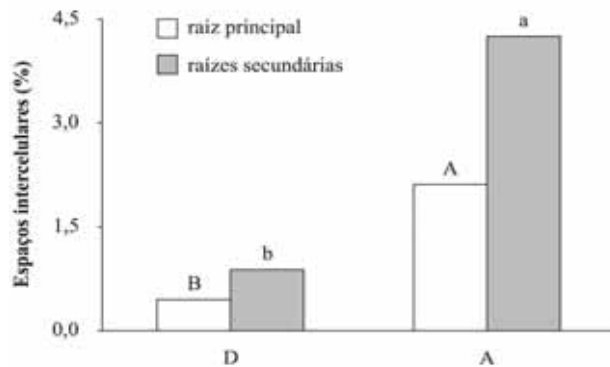
Yamamoto (1992) relata que a formação de tecido aerênquimatoso pode causar aumento de diâmetro de caules e raízes nas plantas alagadas. Medri *et al.* (1998) observaram, em *Peltophorum dubium*, maior diâmetro em caules de plantas alagadas que tiveram aplicação de ethrel (um liberador sintético de etileno), quando comparadas às plantas-control.

Em *J. puberula* sob hipoxia por 45 dias foi observada a ocorrência de espessamento da base do caule, devido, principalmente, à formação do aerênquima, em consequência do afrouxamento e da distensão das células internas ao felogênio, com a participação de células remanescentes do córtex primário (Pimenta *et al.*, 1996). Em plantas jovens de *Tabebuia avellanedae* alagadas por 56 dias foi observado incremento no diâmetro de caules, principalmente nos primeiros 28 dias de tratamento (fig. 21), havendo, a partir dos primeiros 15 dias, iniciação de rachaduras corticais com exposição de tecido esponjoso.

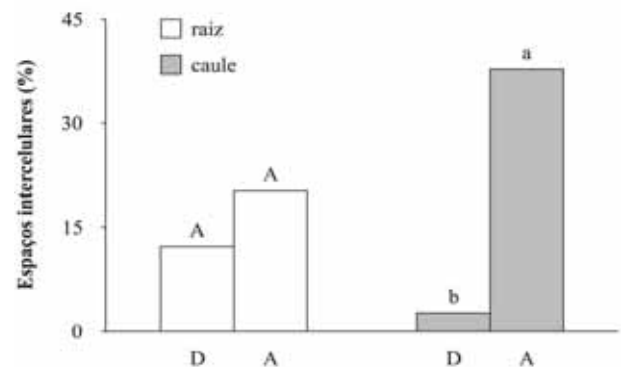
A formação de aerênquima em algumas espécies parece resultar do desenvolvimento de condições anaeróbias nas raízes, seguido pelo aumento da síntese e pelo acúmulo de etileno (Drew *et al.*, 1979, 1981; Brailsford *et al.*, 1993). Topa & McLeod (1987) sugeriram



**Figura 18.** Seções transversais da base do caule de *Chorisia speciosa*. **A** - Planta-control; **B** - Planta alagada por 45 dias. Ca = câmbio; Cm = canal mucilaginoso; Ep = epiderme; Es = esclerênquima; Fl = floema; Pc = parênquima cortical; Pm = parênquima medular; Xi = xilema. (Fonte: Bianchini *et al.*, 2000)



**Figura 19.** Porcentagem de espaços intercelulares corticais na raiz principal e nas raízes secundárias de plantas de *Sebastiania commersoniana* cultivadas em solo drenado (D) e em solo alagado por 60 dias (A). As barras com mesma letra, maiúscula ou minúscula, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). (Fonte: Kolb *et al.*, 1998)



**Figura 20.** Porcentagem de espaços intercelulares corticais na base da raiz principal e do caule de plântulas de *Sesbania virgata* após 40 dias de tratamento. D = plantas-control; A = plantas alagadas. As barras com mesma letra, maiúscula ou minúscula, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). (Fonte: Davanso-Fabro *et al.*, 1998)

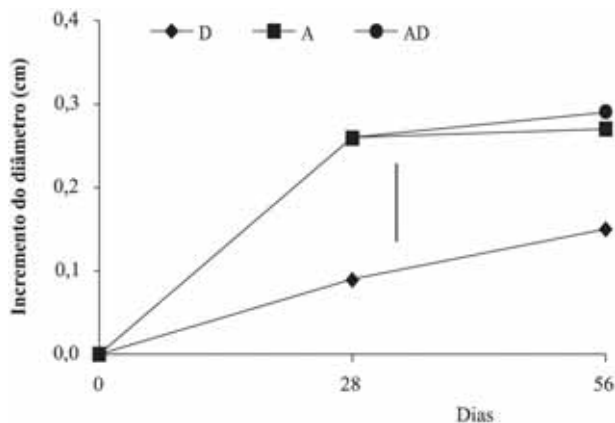
que o etileno promove a formação de espaços intercelulares em raízes de plantas alagadas de *Pinus serotina*. Entretanto, Yamamoto & Kozlowski (1987) consideram que as auxinas podem estar diretamente associadas com a formação desses espaços.

Algumas espécies, quando submetidas à hipoxia, têm alterações nos seus níveis hormonais; em particular, ocorre um incremento nos níveis de etileno, aumentando a sensibilidade dos tecidos corticais, em diferenciação ou já diferenciados, à ação das auxinas. Estas atuam sobre a parede celular, promovendo seu afrouxamento. Esse processo, associado à entrada de água, provoca aumento na turgescência das células, resultando em

maior distensão das mesmas. Essas células maiores vão apresentar um novo rearranjo espacial na região cortical, resultando em células menos justapostas e com maiores espaços intercelulares (aerênquima) do que aquelas da região cortical de plantas cultivadas em solo bem drenado (fig. 22).

### Lenticelas

As lenticelas são estruturas comuns de caules e raízes, aparecendo externamente como massas de células afrouxadas, que salientam-se através de uma fissura na periderme (Esau, 1990). As primeiras lenticelas apa-



**Figura 21.** Incremento do diâmetro do caule em plantas de *Tabebuia avellanedae* mantidas em solo drenado (D), alagadas por 56 dias (A) e alagadas por 28 dias seguidos de 28 dias de reaeração (AD). A linha vertical representa a DMS pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ;  $n = 16$ ). (Fonte: Davanso-Fabro, 1998)

recem sob estômatos, em face de desdiferenciações de células parenquimáticas sub-epidérmicas. Esse novo meristema estabelecido é o felogênio, que, por divisões sucessivas, pressiona o tecido externo, havendo, conseqüentemente, rompimento epidérmico (Esau, 1990).

Uma lenticela pode ser definida como uma parte limitada da periderme, onde o felogênio é mais ativo e produz um tecido que, em contraste com o felema, apresenta numerosos espaços intercelulares (o tecido de enchimento das lenticelas) (Wutz, 1955 *apud* Esau, 1990), o que permite a entrada de ar (Esau, 1990).

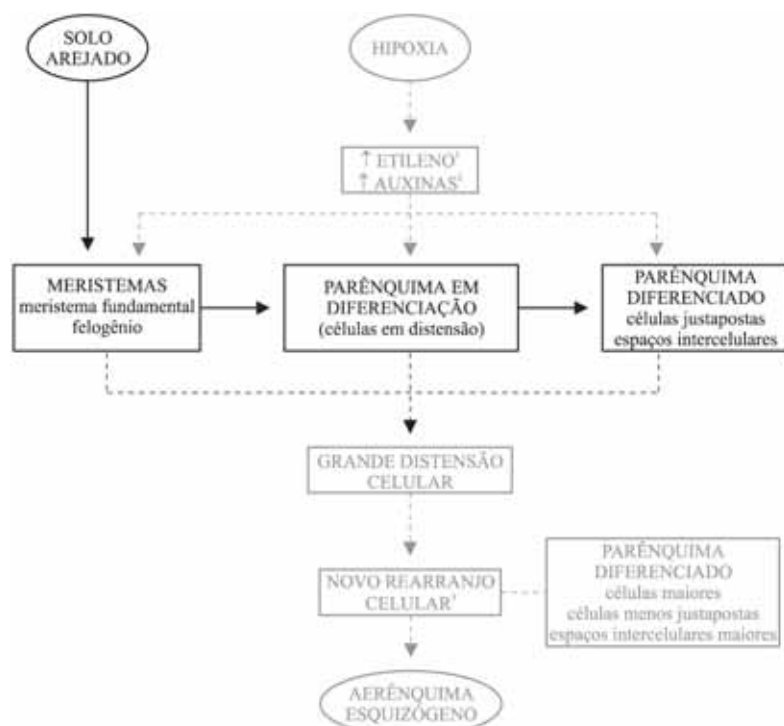
Em plantas alagadas, as lenticelas podem tornar-se hipertrofiadas, o que pode otimizar as trocas gasosas em razão de sua maior superfície de contato, facilitando a difusão do oxigênio do ar para a planta. Hook & Schol-

tens (1978) e Tsukahara & Kozlowski (1985) relatam que em plantas alagadas as lenticelas hipertrofiadas estão envolvidas na oxigenação da rizosfera, além de possibilitarem a eliminação de metabólitos potencialmente tóxicos, como etanol, acetaldeído e etileno (fig. 23).

A ocorrência de lenticelas hipertrofiadas em plantas submetidas ao alagamento foi relatada por vários autores, como Hook & Scholtens (1978), Newsome *et al.* (1982), Tsukahara & Kozlowski (1985), Medri & Correa (1985), Joly (1994), Pimenta *et al.* (1994; 1998), Lobo & Joly (1995) e Colli (1998). As espécies arbóreas estudadas da bacia do Tibagi, quando submetidas a alagamento apresentaram, em sua maioria, hipertrofia de lenticelas.

Larson *et al.* (1993) detectaram que a presença de lenticelas hipertrofiadas em indivíduos de *Mangifera indica* foi fundamental para a sobrevivência da espécie em condição de alagamento, pois quando essas estruturas eram cobertas, as plantas morriam. Os autores consideraram as lenticelas como hipertrofiadas quando um tecido branco parenquimatoso era detectado visualmente em seus poros.

Topa & McLeod (1986), trabalhando com três espécies de *Pinus*, demonstraram que *P. taeda* e *P. serotina*, espécies mais tolerantes ao alagamento, apresentaram mais lenticelas hipertrofiadas do que *P. clausa*, uma espécie não-tolerante ao alagamento. Colin-Belgrand *et al.* (1991) observaram diferenças no desenvolvimento de lenticelas hipertrofiadas em *Quercus robur*, *Q. rubra* e *Q. palustris* quando submetidas ao alagamento. Os autores relataram que a capacidade de diferentes espécies de carvalho para formar lenticelas está relacionada com sua tolerância ao alagamento, havendo abundância



**Figura 22.** Possíveis vias de formação de aerênquima esquizógeno em plantas submetidas à hipoxia. <sup>1</sup> = Brailsford *et al.* (1993); <sup>2</sup> = Yamamoto & Kozlowski (1987); <sup>3</sup> = Justin & Armstrong (1991) e Medri *et al.* (1998).

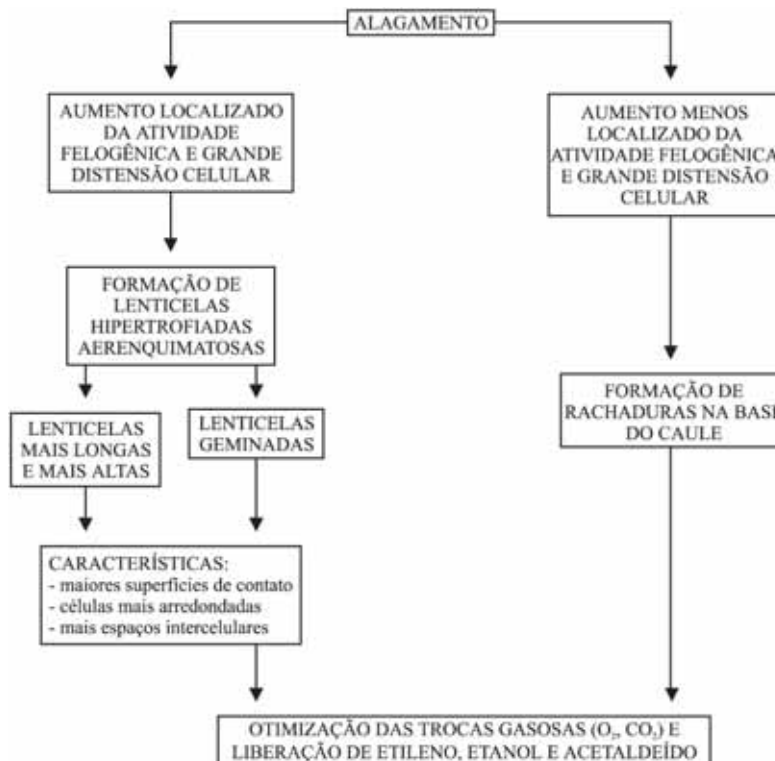


Figura 23. Hipertrofia de lenticelas e formação de rachaduras corticais na base do caule devidas ao alagamento.

dessas estruturas somente nas espécies tolerantes. Segundo Armstrong *et al.* (1994), a proliferação de lenticelas hipertrofiadas, nas espécies lenhosas, está freqüentemente associada a um intenso e localizado aumento da atividade felogênica, logo acima do nível da água.

Medri & Correa (1985) observaram rápida hipertrofia de lenticelas em plantas juvenis de *Joannesia princeps* e *Spathodea campanulata* submetidas ao alagamento por 90 dias. Sob alagamento, *S. campanulata* apresentou lenticelas maiores que *J. princeps*, embora nas plantas-controle elas tivessem dimensões não muito diferentes.

O alagamento em *Coleus blumei* provocou um significativo aumento da epinastia e queda no potencial hídrico nos primeiros dias de tratamento, sendo que esses sintomas reverteram após a proliferação de lenticelas hipertrofiadas caulinares e de raízes superficiais e adventícias (Pimenta *et al.*, 1994). Esses resultados estão de acordo com a observação de que essas modificações morfológicas auxiliam na oxigenação das raízes e na liberação de compostos tóxicos associados à anaerobiose, inclusive o etileno (Kozłowski, 1984), o que pode diminuir os danos provocados pelo alagamento.

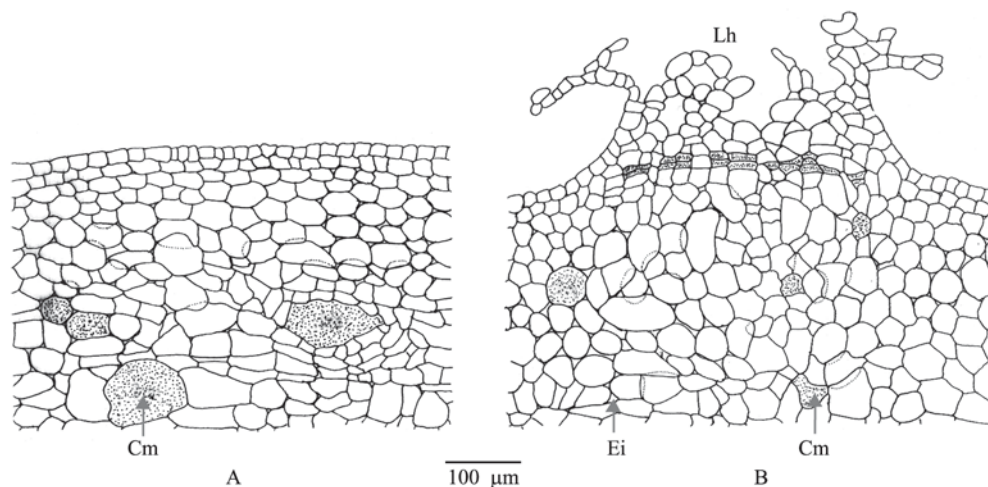
Youssef & Saenger (1996) observaram menor número de lenticelas hipertrofiadas em *Avicennia marina* e *Rhizophora stylosa*, espécies altamente adaptadas ao mangue, do que em *Hibiscus tiliaceus*, espécie considerada não adaptada a esse tipo de ambiente. Andersen *et al.* (1984) observaram lenticelas hipertrofiadas em caules submersos de *Prunus persica*, espécie não-tolerante ao alagamento.

Foi observada a formação de lenticelas hipertrofiadas em plantas de *Chorisia speciosa* alagadas por 45 dias, diferentemente das plantas-controle (fig. 24). Essas estruturas também foram observadas macroscopicamente em plantas alagadas de *C. speciosa*, por Joly (1994), que comprovou a funcionalidade delas como ponto de captação de oxigênio para a rizosfera. Plantas alagadas de *Sebastiania commersoniana* também desenvolveram lenticelas hipertrofiadas em caules e raízes (fig. 25), com maior freqüência em caules, porém mais esponjosas nas raízes.

Plantas de *Inga striata* submetidas a 30 dias de alagamento apresentaram muitas lenticelas hipertrofiadas (fig. 26) e um córtex caulinar muito esponjoso com fissuras longitudinais. A partir das análises de crescimento e desenvolvimento e dos aspectos fisionômicos e estruturais das plantas tratadas, pode-se sugerir que a plasticidade morfo-anatômica observada foi importante para sua tolerância aos solos hipóxicos, no período de 30 dias. Essa espécie é heliófita e seletiva higrófila, muito expressiva em solos hidromórficos, margeando rios em áreas de mata secundária (Burkart, 1979).

Em *Croton urucurana* (fig. 27) e *Lithraea molleoides* (fig. 28) também ocorreu hipertrofia de lenticelas com o alagamento. Nas duas espécies, o início da hipertrofia ocorreu ao redor do décimo dia de hipoxia. É possível que a hipertrofia dessas estruturas esteja relacionada com a ação combinada da maior atividade felogênica e com a maior distensão das células internas ao felogênio no processo de diferenciação, como foi sugerido por Pimenta *et al.* (1996).





**Figura 24.** Seções transversais do córtex de caules de *Chorisia speciosa*. **A** - Plantas-controle; **B** - Plantas alagadas por 45 dias. Cm = canais mucilaginosos; Ei = espaços intercelulares; Lh = lenticela hipertrofiada. (Fonte: Bianchini *et al.*, 2000)

Hipertrofia de lenticelas também foi observada em *Lonchocarpus muehlbergianus* submetidas ao alagamento (fig. 29). Nessa espécie, a hipoxia provocou significativo incremento no diâmetro da base dos caules (fig. 30). Essa hipertrofia caulinar ocorreu pelas intensas formações lenticelares e também pela ocorrência de aerênquima cortical esquizógeno. Quando as plantas alagadas foram novamente cultivadas em solo bem drenado, ocorreu redução no tamanho das lenticelas (fig. 29) e no diâmetro do caule (fig. 30), em consequência da dessecação e da eliminação de partes das lenticelas e do tecido esponjoso do órgão.

A maioria das espécies arbóreas estudadas da bacia do rio Tibagi, quando sob hipoxia, sofreu incrementos significativos no diâmetro da base dos caules. Esses aumentos estiveram relacionados positivamente com parâmetros como multiplicação celular, células corticais mais volumosas e formação de aerênquima. Com a inclusão das lenticelas hipertrofiadas na quantificação dos diâmetros dos caules, eleva-se ainda mais o diâmetro da base destes. Isso foi observado em *Inga striata* (fig. 26) e *Peltophorum dubium* (fig. 31). Nesta última, o alagamento com a aplicação de ethrel promoveu maior aumento do diâmetro dos caules, estando de acordo com Wareing & Phillips (1981) e Yamamoto *et al.* (1995a).

Em *Campomanesia xanthocarpa* sob hipoxia foram observados lenticelas hipertrofiadas e aerênquima (fig. 32). No entanto, não foi observado aumento no diâmetro da base do caule. As lenticelas hipertrofiadas dessa espécie são menos proeminentes do que na maioria das espécies estudadas, provavelmente devido às quedas frequentes de placas de periderme. Essa dinâmica de queda e origem de novas placas peridérmicas geralmente dificulta a identificação e a observação macroscópicas das lenticelas em Myrtaceae. Em *C. xanthocarpa* sob hipoxia, as lenticelas hipertrofiadas estão frequentemente ligadas a um tecido cortical aerenquimatoso esquizogênico (fig. 32). Segundo Esau (1990), as lenticelas

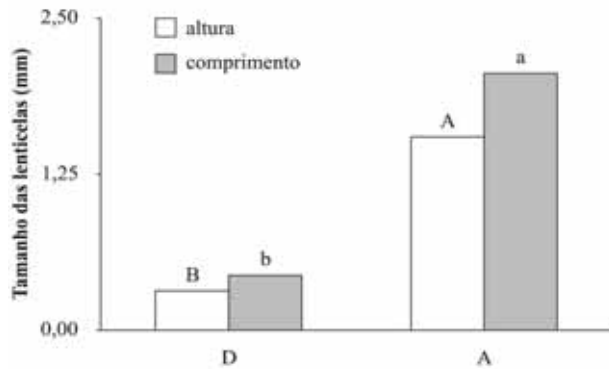
são menores em periderme mais profunda, geralmente em órgãos de casca grossa e fendida. São semelhantes às outras mais superficiais, porém seu felogênio, por ser menos ativo, produz lenticelas menos diferenciadas.

Plantas de *Sesbania virgata* não apresentaram lenticelas hipertrofiadas no caule ou nas raízes, quando alagadas, mas desenvolveram acentuadas rachaduras corticais nas raízes e nas bases caulinares (fig. 33), o que amplia consideravelmente a exposição do tecido cortical aerenquimatoso à atmosfera, otimizando as trocas gasosas. Rachaduras corticais também foram observadas em raízes secundárias de plantas de *Spathodea campanulata* (Medri & Correa 1985) e *Jacaranda puberula* (Pimenta *et al.*, 1996) submetidas ao alagamento. Possivelmente, as rachaduras na base do caule foram consequência da formação de aerênquima, o que facilitaria a difusão de oxigênio da parte aérea para as raízes nas plantas alagadas.

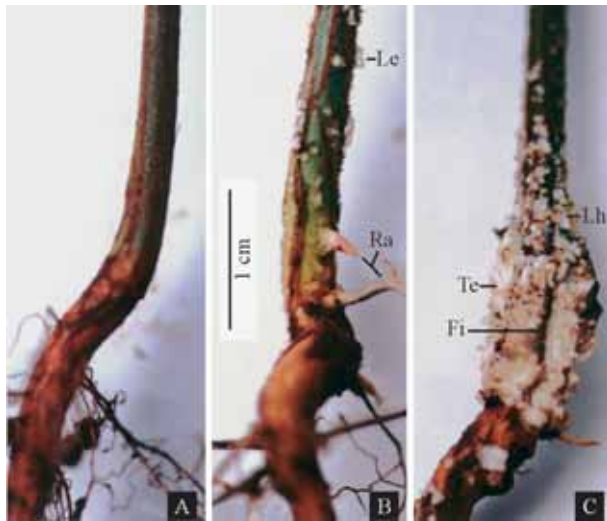
A importância de lenticelas hipertrofiadas para as trocas gasosas em espécies arbóreas tropicais foi constatada em *Sebastiania commersoniana* (Rogge *et al.*, 1998), *Cedrela fissilis* (Marques *et al.*, 1996) e *Peltophorum dubium* (Pimenta *et al.*, 1998).

*S. commersoniana* é uma espécie característica de regiões sujeitas a frequentes alagamentos, podendo formar de 60 a 80% do estrato contínuo das florestas dessas regiões. Nessa espécie, foi observada, inicialmente, uma redução no consumo de O<sub>2</sub> pelas raízes (dois e dez dias), com recuperação da respiração aeróbia nesses órgãos após 60 dias de alagamento (fig. 34). Durante esse tempo ocorreu a formação de um grande número de lenticelas hipertrofiadas e moderada formação de raízes adventícias.

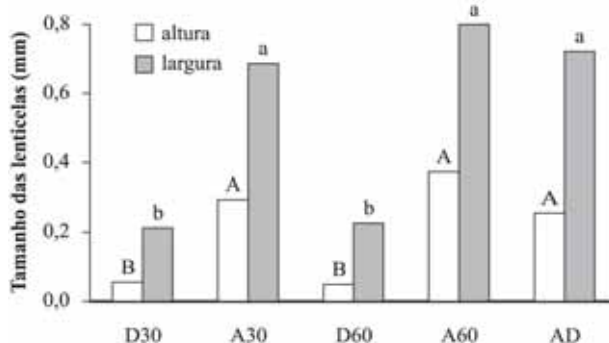
Nas plantas de *Cedrela fissilis* foi observada queda na respiração aeróbia após um período de dez dias de alagamento (fig. 35). Sob esta condição, houve formação de lenticelas hipertrofiadas e, após 60 dias, a respiração aeróbia foi inteiramente recuperada, atingindo



**Figura 25.** Tamanho das lenticelas caulinares de plantas de *Sebastiania commersoniana* cultivadas em solo drenado (D) e em solo alagado por 60 dias (A). As barras com mesma letra, maiúscula ou minúscula, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). (Fonte: Kolb *et al.*, 1998)

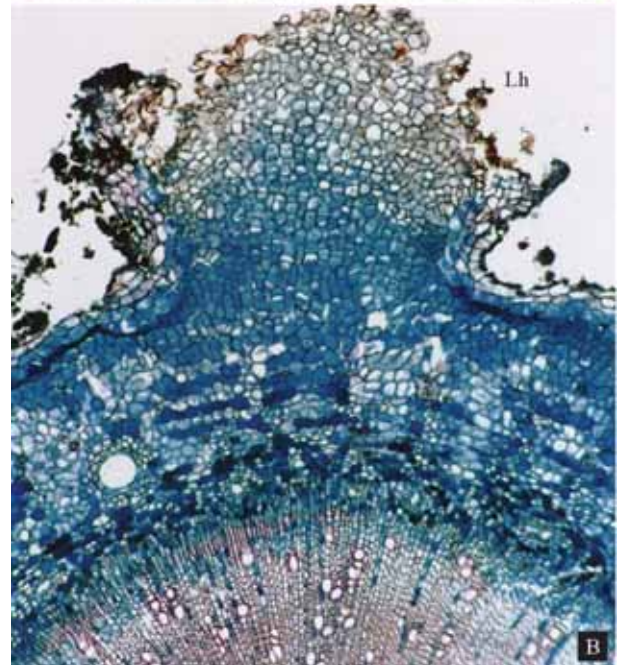
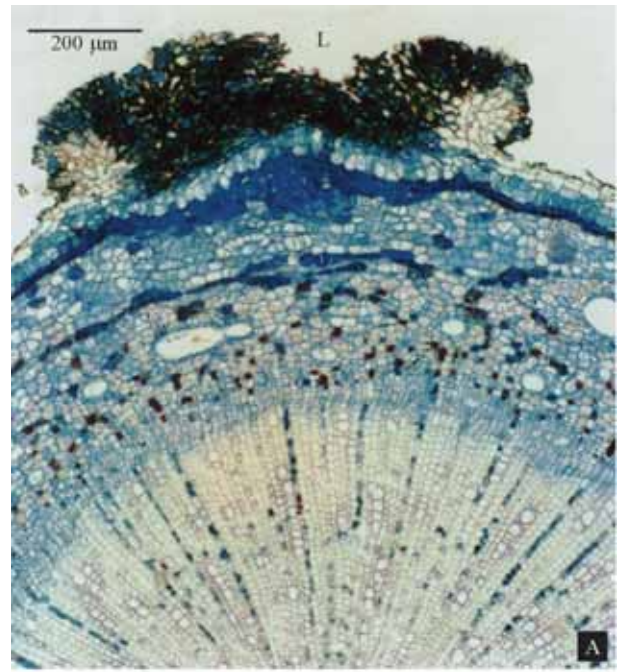


**Figura 26.** Bases de caules e raízes de *Inga striata*. **A** - Plantas-control; **B** e **C** - Plantas alagadas por 30 dias. Fi = fissuras corticais; Le = lenticela sofrendo hipertrofia; Lh = lenticela hipertrofiada; Ra = raízes adventícias; Te = tecido esponjoso.



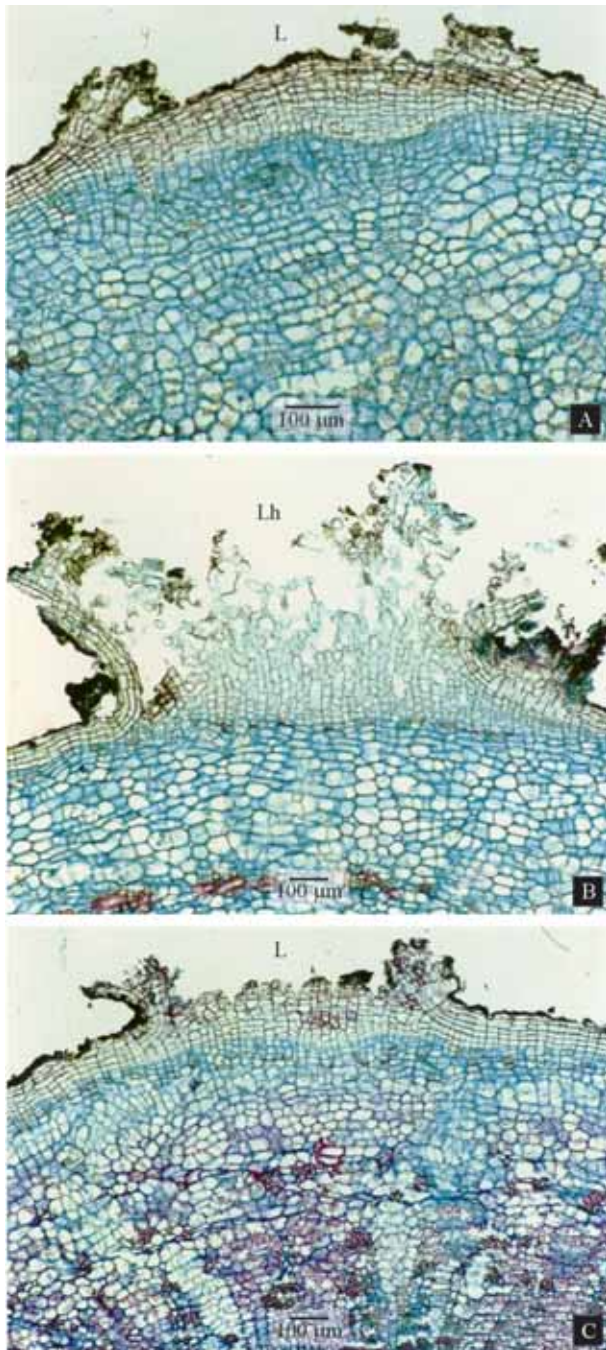
**Figura 27.** Tamanho das lenticelas caulinares de plantas de *Croton urucurana* cultivadas em solo drenado por 30 ou 60 dias (D30; D60), em solo alagado por 30 ou 60 dias (A30; A60) e em solo alagado por 30 dias seguidos por mais 30 dias em solo bem drenado (AD). As barras com mesma letra, maiúscula ou minúscula, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). (Fonte: Colli, 1998)

níveis tão altos quanto os das plantas-control. Entretanto, nas plantas alagadas com as lenticelas hipertrofiadas vedadas com lanolina a respiração aeróbia permaneceu com valores inferiores àqueles das plantas cultivadas em solo bem drenado.



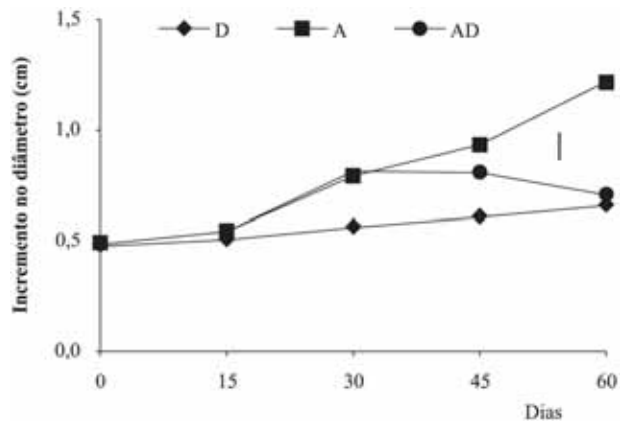
**Figura 28.** Secção transversal de bases de caules de *Lithraea molleoides*. **A** - Plantas-control; **B** - Plantas alagadas por 35 dias. L = lenticela; Lh = lenticela hipertrofiada.

Em *Peltophorum dubium* foi verificada a absorção, pelas raízes, de oxigênio dissolvido em uma solução nutritiva sem aeração, em plantas com lenticelas caulinares hipertrofiadas, vedadas ou não com lanolina (fig. 36). Houve aumento na absorção de oxigênio da solução nutritiva das plantas com as lenticelas vedadas, indicando que as lenticelas contribuíam com o fornecimento de oxigênio para as raízes submersas. Esses resultados estão de acordo com aqueles obtidos por Joly (1994), com *Chorisia speciosa*, e os obtidos por Lobo & Joly (1995), com *Talauma ovata*, uma espécie característica de matas de brejo.



**Figura 29.** Seções transversais de bases de caules de plantas de *Lonchocarpus muehlbergianus*. A - Plantas-controle; B - Plantas alagadas por 60 dias; C - Plantas alagadas por 30 dias seguidos de 30 dias de reeração. L = lenticela; Lh = lenticela hipertrofiada.

Plantas alagadas de *Peltophorum dubium* tratadas com diferentes concentrações de ethrel formaram maior número de lenticelas hipertrofiadas (fig. 31) e mais aerênquima cortical, quando comparadas às plantas-controle. Foi constatado que as células dessas lenticelas eram mais volumosas que as das lenticelas das plantas-controle (fig. 37). A análise desses resultados sugere a ocorrência de um efeito sinérgico do alagamento com ethrel. O crescimento das plantas de *P. dubium* alagadas e tratadas com ethrel e também o das alagadas que tiveram suas lenticelas hipertrofiadas vedadas com lanolina foram mais afetados que o das plantas que foram



**Figura 30.** Incremento no diâmetro da base de caules de plantas de *Lonchocarpus muehlbergianus* mantidas em solo drenado (D), alagado por 60 dias (A) e alagado por 30 dias seguidos de 30 dias de drenagem (AD). A linha vertical representa a DMS pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ;  $n = 9$ ).

somente alagadas. Esses resultados estão de acordo com Kozłowski (1984), que afirmou que a elevação dos níveis de etileno pode resultar em menor crescimento da planta, corroborando a hipótese da liberação de etileno e outros metabólitos, assim como da entrada de oxigênio por meio das lenticelas, estando também de acordo com os resultados obtidos em *Jacaranda puberula* por Pimenta *et al.* (1996).

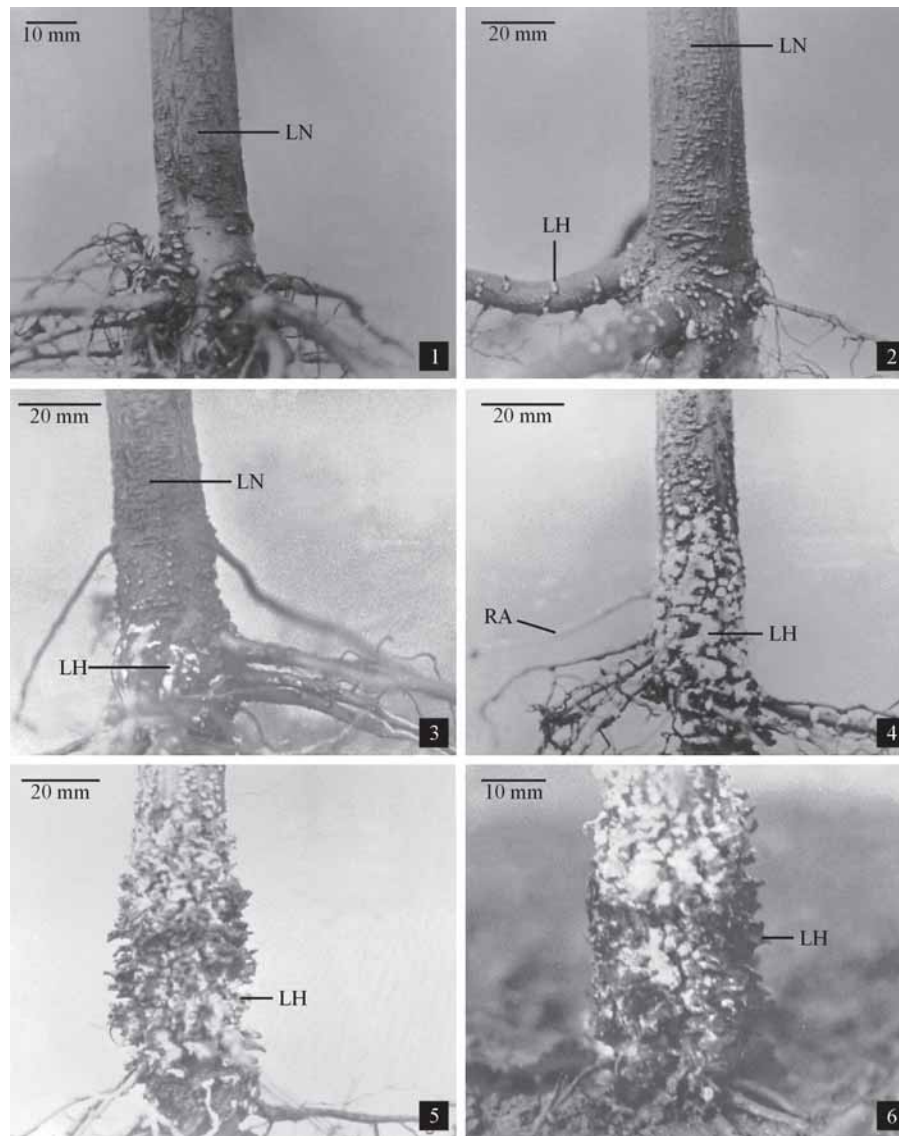
A aplicação localizada de 240 mg L<sup>-1</sup> de ethrel em caules de *Peltophorum dubium* sob alagamento produziu, no local da aplicação, calos e também muitas lenticelas hipertrofiadas (fig. 38).

A formação de lenticelas hipertrofiadas estudada em um sistema hidropônico indicou que baixos teores de O<sub>2</sub> provocaram a hipertrofia de um significativo número de lenticelas em *Mangifera indica*, enquanto maiores teores de O<sub>2</sub> retardaram essa resposta. Aumento da concentração de etileno endógeno foi verificado sob condição de baixa oxigenação, enquanto plantas mantidas com altos teores de O<sub>2</sub> e tratadas com etileno apresentaram muitas lenticelas hipertrofiadas, sugerindo o envolvimento do etileno na formação dessa estrutura (Larson *et al.*, 1993).

### Raízes Adventícias

As raízes adventícias originam-se a partir de hipocótilos, caules e folhas (Esau, 1990; Fahn, 1982). Essa origem pode ser exógena, a partir de células epidérmicas, parênquima cortical e gemas, ou endógena, a partir do periciclo, dos raios floemáticos, do câmbio interfascicular, do parênquima interfascicular e até da medula (Fahn, 1982) (fig. 39).

O primórdio de raízes adventícias, antes de sua emergência, constitui-se de pró-meristema, coifa, cilindro vascular e córtex (Esau, 1990). A capacidade para produzir raízes adventícias varia com a idade, sendo, geralmente, maior em plantas e órgãos mais jovens (Fahn, 1982).



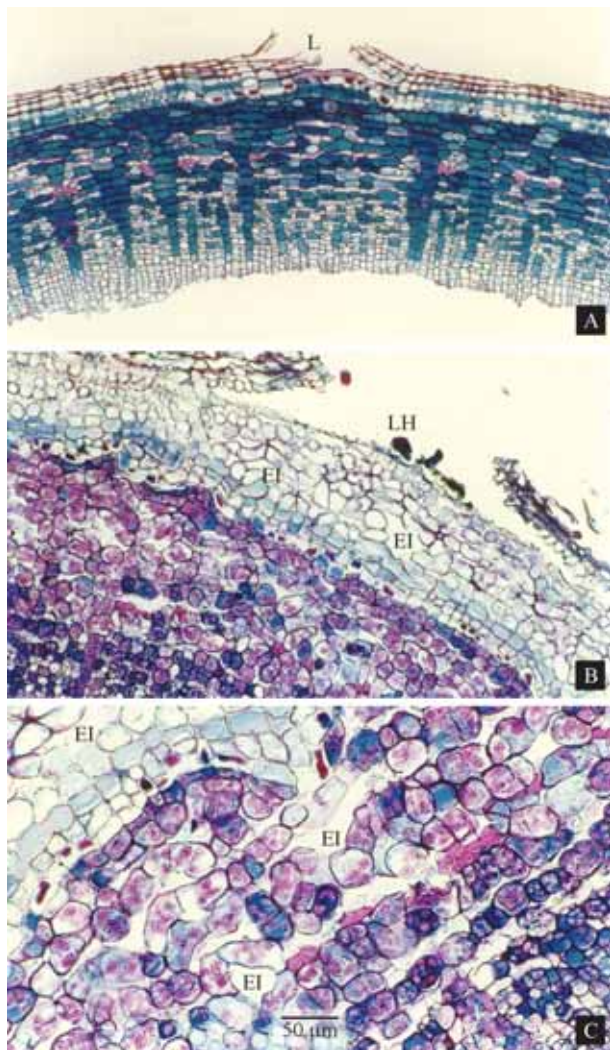
**Figura 31.** Base de caules de *Peltophorum dubium* após 70 dias de tratamento. **1** - Planta cultivada em solo drenado; **2** e **3** - Plantas cultivadas em solo drenado com aplicação de ethrel a 120 e 240 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente; **4** - Planta cultivada em solo alagado; **5** e **6** - Plantas cultivadas em solo alagado com aplicação de ethrel a 120 e 240 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. LH = lenticela hipertrofiada; LN = lenticela normal; RA = raízes adventícias. (Fonte: Medri *et al.*, 1998)

Colin-Belgrand *et al.* (1991) e Crawford (1992) afirmam que as raízes são muito sensíveis à hipoxia, com tempo de vida limitado em muitas espécies, e que a sobrevivência de espécies tolerantes a ambientes pouco arejados depende, fundamentalmente, do potencial de produção de novas raízes nesse meio. Espécies tolerantes a ambientes hipóxicos parecem ter capacidade para produzir novas raízes superficiais, quando sob alagamento, a partir de núcleos de proliferação de células felogênicas localizados próximos do nível da água, região também de formação de lenticelas hipertrofiadas (Armstrong *et al.*, 1994). Essas novas raízes frequentemente contêm mais aerênquima do que aquelas do sistema primário (Smirnoff & Crawford, 1983; Justin & Armstrong, 1987; Laan *et al.*, 1989). Calbo *et al.* (1998) observaram que plantas alagadas de *Mauritia vinifera* produziram grande número de pneumatóforos

com alta porosidade. O desenvolvimento dessas raízes permitiu a recuperação da taxa fotossintética.

O alagamento por 60 dias afetou sensivelmente o desenvolvimento de plantas de *Cedrela fissilis* e *Anadenanthera colubrina*, mas somente a primeira apresentou formação de raízes adventícias (Marques *et al.*, 1996). Resultados semelhantes foram obtidos em plantas de *Tabebuia avellanedae* cultivadas em solos com diferentes graus de umidade. Nessa espécie, já nos dez primeiros dias de tratamento as plantas alagadas produziram lenticelas hipertrofiadas, epinastia e, principalmente, muitas raízes adventícias (fig. 40); simultaneamente, o sistema original de raízes entrou em morte gradual.

Às margens do lago da usina hidrelétrica da represa Capivara (região do baixo Tibagi) há alta ocorrência de *Sesbania virgata*, uma espécie seletiva higrófila. Ocorre, aí, grande flutuação do lençol freático, relacionada ao

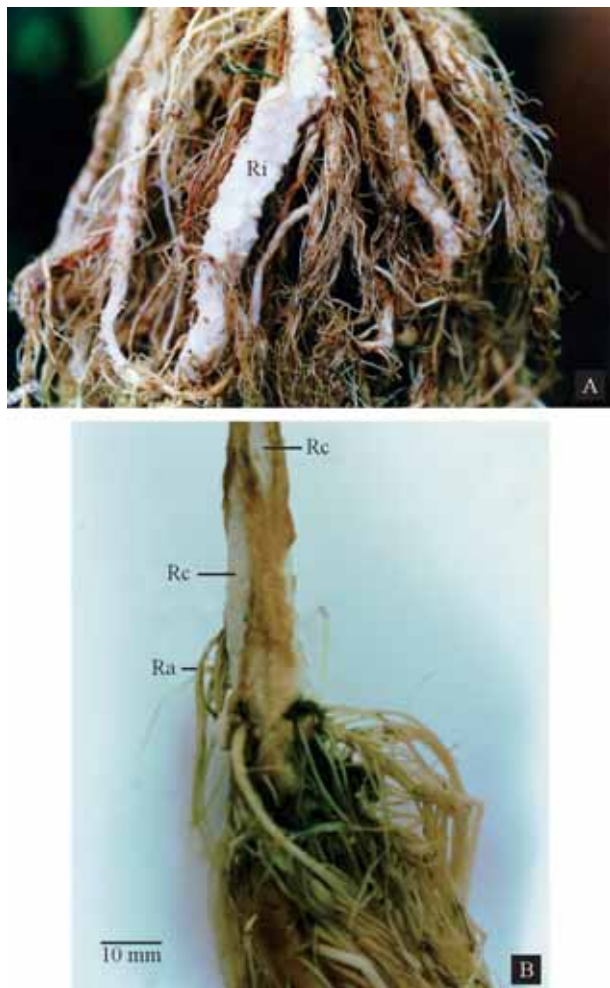


**Figura 32.** Seções transversais da base de caules de plantas de *Campomanesia xanthocarpa*. **A** - Plantas-controle; **B** e **C** - Plantas alagadas por 60 dias (**C** é um detalhe de **B**). L = lenticela; LH = lenticela hipertrofiada; EI = espaços intercelulares. (Fonte: Pimenta, 1998)

uso da água do lago pela usina. As arvoretas de *S. virgata*, que, em média, têm de 2 a 4 m de altura, durante o pico de represamento ficam com até dois terços do seu caule submerso, enquanto as mais jovens podem ficar completamente sob a água por até quatro meses. No período de alagamento as plantas produzem muitas raízes adventícias esponjosas que, após esse período, morrem (fig. 41). Os diferentes pontos de proliferação de raízes marcam a flutuação do nível da água.

Plantas de *S. virgata* cultivadas em vaso em casa de vegetação, com solo alagado por 20 dias, também formaram raízes adventícias e fissuras corticais aerenquimatosas em caules e raízes (fig. 33).

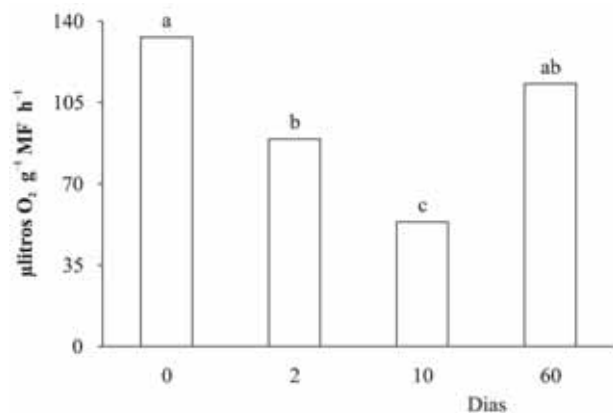
Em plantas de *Spathodea campanulata* (Medri & Correa, 1985) e *Sebastiania commersoniana* (Kolb *et al.*, 1998) foi verificada a formação de raízes adventícias em plantas alagadas, com tecido cortical muito desenvolvido, quando comparadas às plantas aeradas e aos seus respectivos cilindros vasculares. Kolb *et al.* (1998) concluíram que a maior espessura cortical em raízes de



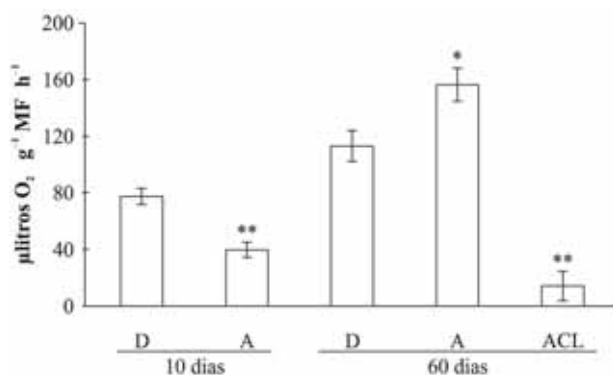
**Figura 33.** Plantas de *Sesbania virgata* submetidas ao alagamento. **A** - Base das raízes laterais próximas da região de transição de planta com 180 dias de idade e 40 dias de alagamento; **B** - Base do caule de planta com 90 dias de idade e 20 dias de alagamento. Ra = raízes adventícias; Rc = rachaduras corticais; Ri = exposição do tecido esponjoso de uma raiz lateral. (Fonte: Davanso-Fabro *et al.*, 1998)

plantas de *S. commersoniana* foi consequência de significativo aumento no número e no diâmetro das células, bem como do acréscimo de espaços intercelulares, semelhante às observações de Pezeshki *et al.* (1991) para plantas de *Spartina patens*, uma espécie herbácea de regiões temperadas. Resultados semelhantes foram observados em plantas de *Croton urucurana* e *C. floribundus*, ao se analisar, comparativamente, raízes laterais das plantas-controle com as adventícias das plantas alagadas.

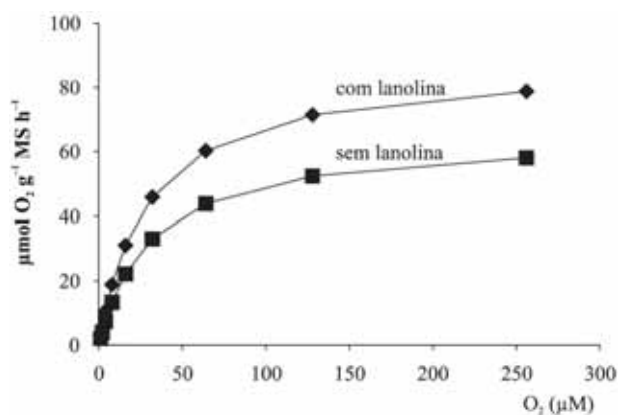
Além da função de sustentação que as raízes adventícias podem desempenhar em solos pantanosos e/ou inundados, elas também são importantes fisiologicamente, pois podem ampliar a absorção de oxigênio, água e nutrientes e a síntese de fitorreguladores de crescimento, como giberelinas e citocininas (Tsukahara & Kozłowski, 1985) (fig. 39). Armstrong (1978) afirma que as raízes desenvolvidas sob hipoxia são mais ramificadas e mais porosas, caracteres mais efetivos para o transporte de oxigênio e para a absorção de íons. Justin



**Figura 34.** Consumo de oxigênio por raízes de plantas de *Sebastiania commersoniana*, após 2, 10 e 60 dias de alagamento. As barras com mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). (Fonte: Rogge *et al.*, 1998)

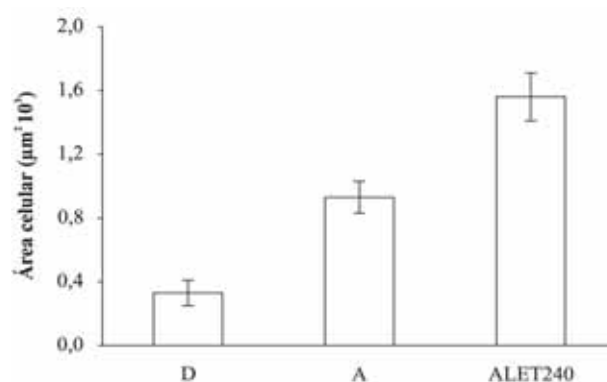


**Figura 35.** Consumo de oxigênio por raízes de plantas de *Cedrela fissilis* após 10 e 60 dias de alagamento. **D** - Planta-controle; **A** - Planta alagada; **ACL** = planta alagada com lenticelas cobertas com lanolina. As linhas verticais representam o intervalo de confiança a 95% (\* $p \leq 0,05$ ; \*\* $p \leq 0,01$ ). (Fonte: modificado de Marques *et al.*, 1996)

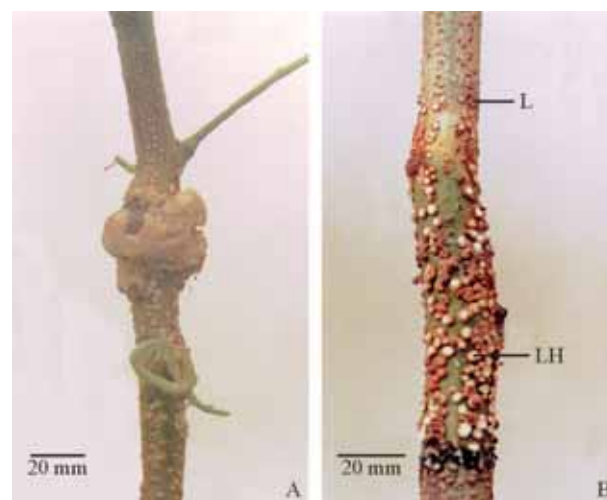


**Figura 36.** Taxa de absorção de oxigênio de uma solução nutritiva, por raízes de plantas de *Peltophorum dubium*, cultivadas em condições hipóxicas com lenticelas hipertrofiadas livres ou cobertas com lanolina. (Fonte: Pimenta *et al.*, 1998)

& Armstrong (1991) afirmam que grandes quantidades de raízes resultam em aumento do potencial redox no horizonte superficial do solo. Armstrong *et al.* (1994) sugerem que uma única raiz grande perde muito oxigênio e absorve pouco, ao passo que muitas raízes superficiais pequenas podem, relativamente, estar absorvendo mais e perdendo menos oxigênio para o meio.



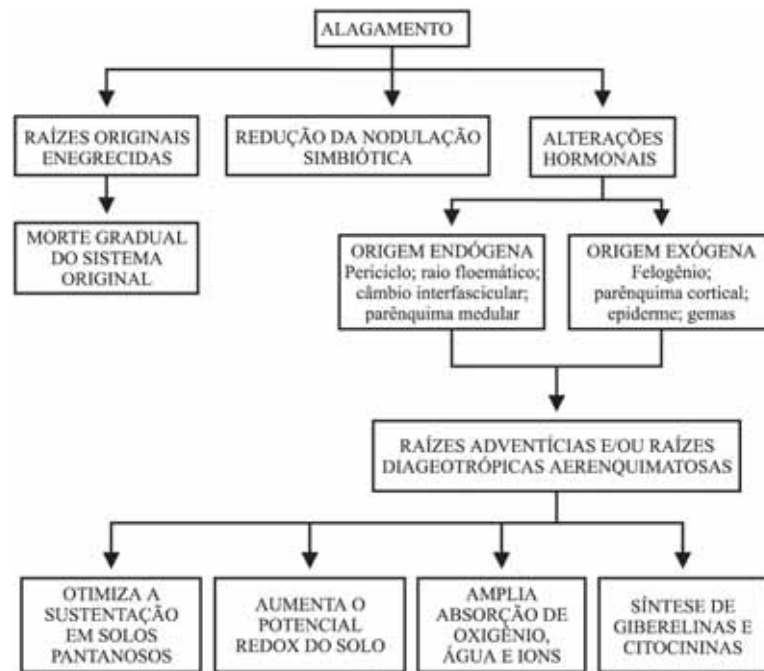
**Figura 37.** Área celular média em lenticelas caulinares de *Peltophorum dubium* após 70 dias de tratamento. **D** = plantas cultivadas em solo drenado; **A** = plantas cultivadas em solo alagado; **ALET240** = plantas cultivadas em solo alagado com aplicação, na base do caule, de 240 mg L<sup>-1</sup> de ethrel. As linhas verticais representam o intervalo de confiança a 95%. (Fonte: Medri *et al.*, 1998)



**Figura 38.** Base do caule de plantas de *Peltophorum dubium* cultivadas em solo alagado por 70 dias e com aplicação de ethrel. **A** e **B** - Formação de corpo caloso e de lenticelas hipertrofiadas nas regiões que receberam 4 mL de ethrel a 240 mg L<sup>-1</sup> a cada quatro dias e durante todo o período de alagamento. **L** = lenticela; **LH** = lenticela hipertrofiada. (Fotos: M.E. Medri)

A formação de raízes adventícias aerenquimatosas também foi observada em plantas alagadas de *Croton urucurana* e *C. floribundus*. Na segunda espécie, que é menos freqüente em áreas alagáveis, formou-se um número menor de raízes adventícias, quando comparada à primeira. Quando plantas alagadas de *C. urucurana* foram tratadas com ethrel a 150 ou 300 mg L<sup>-1</sup>, aumentou o número de raízes adventícias em relação às plantas apenas alagadas. Entretanto, foi observada uma redução no número dessas raízes quando as plantas recebiam nitrato de prata, um inibidor da ação do etileno (fig. 42).

Tem sido sugerido que a formação de raízes adventícias é induzida pelas auxinas (Wample & Reid, 1979), pelo etileno (Kuo & Chen, 1980; Jackson *et al.*, 1981; Newsome *et al.*, 1982; Massei & Válio, 1983; Tang & Kozlowski, 1984; Bleecker *et al.*, 1987) ou por interação entre eles (Yamamoto & Kozlowski, 1987) (fig. 43).



**Figura 39.** Influência do alagamento sobre a formação de raízes adventícias e de raízes diageotrópicas em plantas submetidas ao alagamento.

Liu & Reid (1992) mostraram o papel específico do etileno na formação de raízes, quando, então, a auxina seria o agente efetivamente controlador, enquanto o etileno estaria envolvido no aumento da sensibilidade dos tecidos à ação das auxinas. Essa hipótese foi corroborada por Visser *et al.* (1995) em *Rumex palustris*.

Para Yu & Yang (1979), o alagamento pode provocar um aumento nos níveis de auxinas, em face da queda da atividade do sistema AIA-oxidase pela diminuição da aeração nas raízes, contribuindo assim para o aumento do etileno. Reid *et al.* (1991) afirmam que o aumento do etileno ocorre na base dos caules, causando, nessa região, acúmulo de AIA, responsável pela iniciação de raízes adventícias. Essa iniciação de raízes adventícias pode ser interrompida quando se bloqueia o transporte basípeto de auxinas pela aplicação de NPA (1-N-ácido naftilftalâmico) em *Acer negundo*, mesmo que haja muito etileno presente (Reid *et al.*, 1991) (fig. 43).

### Efeito do Alagamento sobre o Xilema

Muitas evidências morfo-anatômicas têm sido utilizadas para caracterizar plantas ou populações vegetais xerofílicas. Entre outros autores, Medri & Lleras (1979; 1980; 1983), Medri & Martinez (1985) e Larcher (1995) têm relatado a presença de tecido xilemático mais desenvolvido em plantas sob estresse hídrico, enquanto Cutter (1987) observou um sistema vascular pouco desenvolvido em plantas de solos hidromórficos.

Dalessandro & Roberts (1971) consideram que a proporção entre xilema e floema é determinada pela relação entre a concentração de auxinas e a de açúcares em cada órgão. Larcher (1995) verificou que existe

uma relação direta entre eficiência fotossintética e a área floemática. Essa relação também foi encontrada em condição de campo e sob casa de vegetação para *Bertholletia excelsa* (Medri & Lleras, 1979), *Hevea brasiliensis* (Medri & Lleras, 1980), *H. benthamiana* e *H. pauciflora* (Medri & Lleras, 1983).

Medri & Lleras (1980) verificaram que folíolos de plantas de várzea de *H. brasiliensis* apresentaram menor número de elementos de vaso de maior diâmetro que os folíolos de plantas de terra firme.

As espécies encontradas na bacia do rio Tibagi tiveram os seguintes comportamentos em relação ao xilema: *Croton urucurana* não apresentou nenhuma diferença de diâmetro dos elementos de vaso de caules e raízes, comparando plantas alagadas e não alagadas; as espécies *Chorisia speciosa* e *Inga striata* (fig. 44), *Sebastiania commersoniana* (Kolb *et al.*, 1998) e *Lithraea molleoides* apresentaram elementos de vaso mais estreitos nas plantas alagadas que nas plantas cultivadas em solo drenado; e as plantas alagadas de *Sesbania virgata* apresentaram elementos de vaso mais largos que as plantas não alagadas (Davanso-Fabro *et al.*, 1998). O comprimento dos elementos de vaso, apesar de diferente entre plantas alagadas e plantas não alagadas em algumas dessas espécies, foi um parâmetro menos variável com o alagamento.

Elementos de vaso estreitos, com baixa condutância, caracterizam o lenho de espécies de ambientes áridos (Nobel, 1983). Entretanto, o lenho dos gêneros de ambientes ciliares citados por Mazzoni-Viveiros & Luchi (1989) apresentava características xeromórficas. Como o alagamento leva à redução de absorção de água pela planta, alguns autores consideram que o menor diâmetro



**Figura 40.** Raízes adventícias e hipertrofia caulinar em planta jovem de *Tabebuia avellanedae* alagada por 60 dias. (Foto: M.E. Medri)

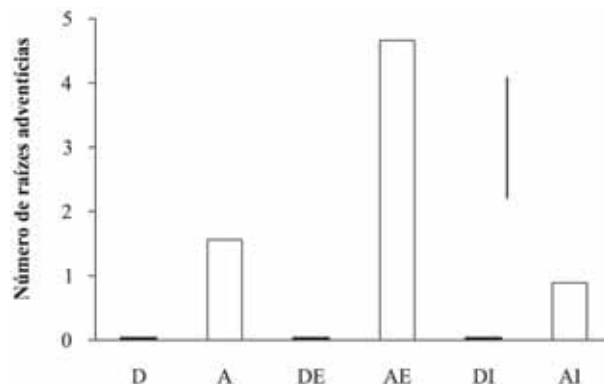


**Figura 41.** A e B - Raízes adventícias (Ra) em plantas de *Sesbania virgata* com 2 a 5 m de altura, localizadas às margens do lago da usina hidrelétrica da represa Capivara, na região do baixo Tibagi. N = nível máximo da água. (Fotos: V. M. Davanso-Fabro)

dos elementos de vaso possivelmente garantiria o fluxo de água e evitaria a embolia nos mesmos.

### Massa Seca e sua Alocação nos Diferentes Órgãos

A saturação hídrica do solo afeta o crescimento das plantas. Um menor crescimento de plantas arbóreas submetidas à inundação já foi observado por vários autores



**Figura 42.** Número de raízes adventícias em plantas de *Croton urucurana* cultivadas em solo drenado (D) e em solo alagado (A), tratadas com 150 mg L<sup>-1</sup> de ethrel (E) ou 0,05 mg L<sup>-1</sup> de nitrato de prata (I). A linha vertical representa a DMS pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ;  $n = 9$ .) (Fonte: Colli, 1998)

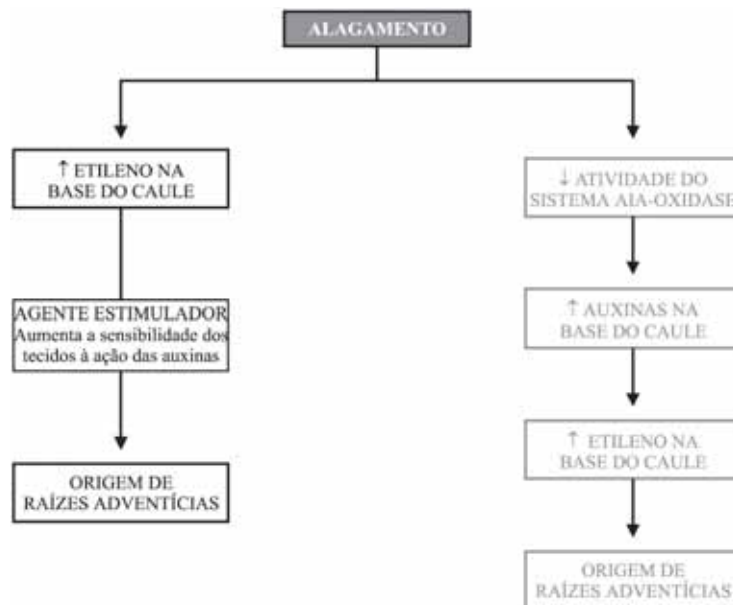
(Tang & Kozlowski, 1982a, 1982b, 1982c; Newsome *et al.*, 1982; Reid & Bradford, 1984; Tsukahara & Kozlowski, 1985; Nash & Graves, 1993; Joly, 1994; Steege, 1994; Marques *et al.*, 1996; Pimenta *et al.*, 1996; Medri *et al.*, 1998), sendo poucos os estudos que mostram um maior crescimento de plantas arbóreas alagadas, quando comparadas às plantas-controle (Clemens *et al.*, 1978; McKevlin *et al.*, 1995; Kolb, 1998), ou que a inundação não altera o padrão de crescimento das espécies (Joly & Crawford, 1982; Joly, 1994; Lobo & Joly, 1995; Calbo *et al.*, 1998).

A hipoxia provoca queda na respiração aeróbia, alteração no nível nutricional e diminuição na fotossíntese, interferindo no crescimento das plantas em um ambiente alagado (Pimenta, 1998). O efeito desse estresse sobre o crescimento reduz tanto a massa seca (Tsukahara & Kozlowski, 1985; Nash & Graves, 1993) como o comprimento da planta (Ewing, 1996). Na maioria das espécies estudadas da bacia do rio Tibagi, como pode ser exemplificado em plantas alagadas de *Lithraea molleoides*, foi constatada redução do comprimento e da massa seca tanto da parte aérea como das raízes (fig. 45).

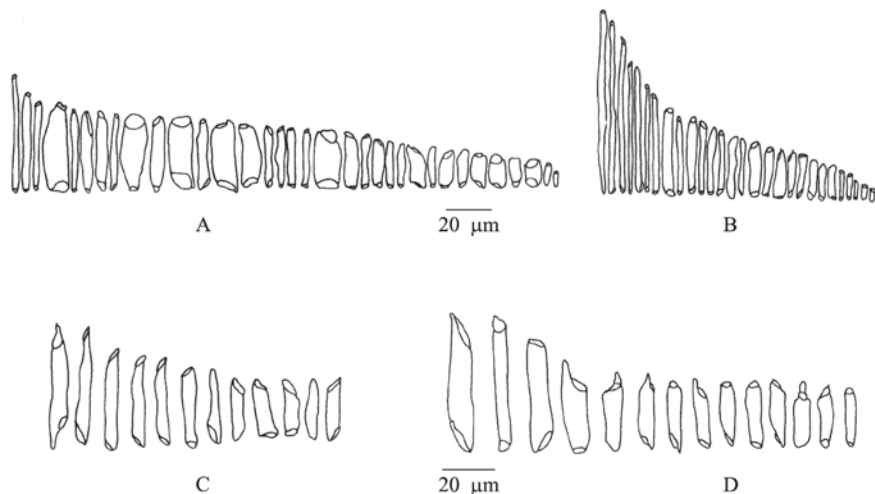
As alterações hormonais encontradas em plantas alagadas têm sido relacionadas às respostas de crescimento (tanto para massa seca quanto para comprimento). Bradford & Yang (1981) sugeriram que, devido ao alagamento, há diminuição na concentração de giberelinas e citocininas transportadas pelo xilema, aumento na concentração de auxinas na base dos caules, nos níveis de ACC (ácido 1-aminociclopropano-1-carboxílico) no xilema oriundo das raízes (o que eleva a concentração de etileno nas partes aéreas) e nos níveis de ácido abscísico (ABA).

O comprometimento do crescimento em plantas alagadas foi correlacionado por Newsome *et al.* (1982) e Reid & Bradford (1984) às alterações do metabolismo e do transporte hormonal, pois, nessas plantas, as substâncias que normalmente promoveriam o crescimento da parte aérea, como as citocininas e as giberelinas,





**Figura 43.** Influência do alagamento no equilíbrio hormonal relacionado à formação de raízes adventícias.



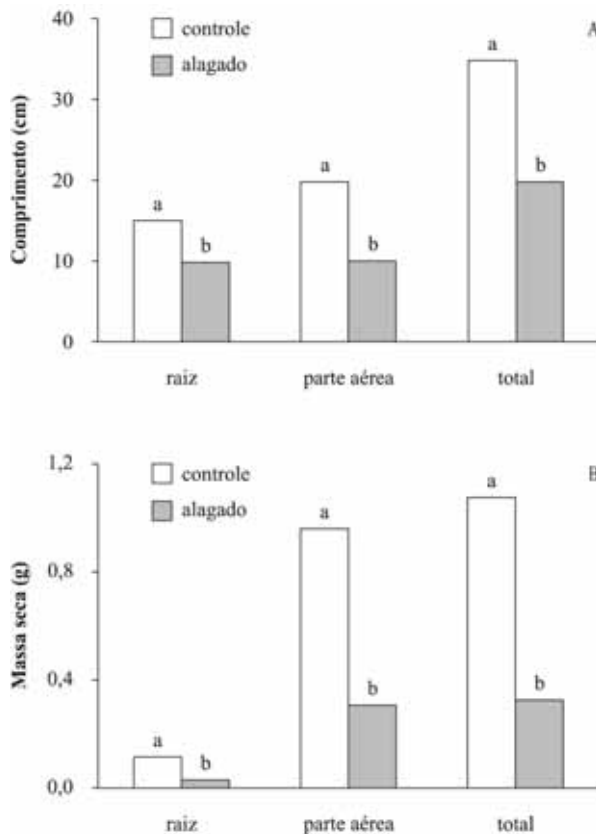
**Figura 44.** Elementos de vasos dissociados do xilema de caules de plantas-controle (A e C) e de plantas alagadas por 45 dias (B e D). A e B - *Chorisia speciosa* (Fonte: Bianchini *et al.*, 2000); C e D - *Inga striata*.

teriam sua concentração diminuída, enquanto aquelas que tendem a inibir esse processo, como o etileno e o ABA, teriam seu nível aumentado. Neuman *et al.* (1990) observaram que raízes de *Populus* sp. e *Phaseolus vulgaris*, cultivadas em substrato hipóxico, exportavam menos citocininas pelo xilema. Entretanto, os autores não encontraram alterações na concentração das citocininas em folhas de plantas alagadas de *Phaseolus vulgaris*.

O efeito do alagamento foi estudado em 14 espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi (tab. 2), e o efeito inibitório na massa seca total foi verificado em *Chorisia speciosa* (Bianchini *et al.*, 2000), *Sebastiania commersoniana* (Kolb *et al.*, 1998) (fig. 46), *Peltophorum dubium* (Medri *et al.*, 1998), *Jacaranda puberula* (Pimenta *et al.*, 1996), *Anadenanthera colubrina* e *Cedrela fissilis* (Marques *et al.*, 1996), *Croton urucu-*

*rana* e *Croton floribundus* (Colli, 1998), *Campomanesia xanthocarpa* (Pimenta, 1998), *Chrysophyllum gonocarpum* (Bianchini, 1998), *Litharea molleoides*, *Inga striata* e *Lonchocarpus muehlbergianus*. Somente a espécie *Sesbania virgata* apresentou estímulo do crescimento quando as plantas foram alagadas (Davanso-Fabro *et al.*, 1998).

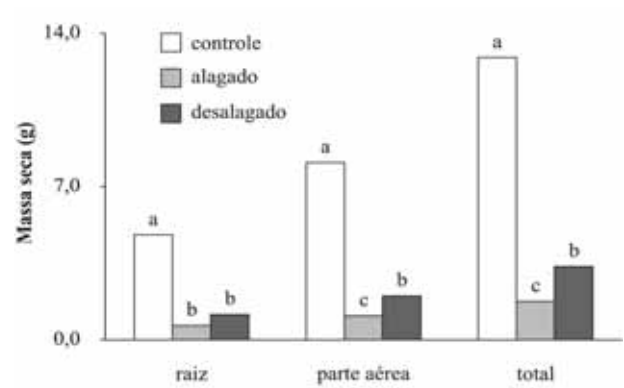
As plantas de *C. gonocarpum* cultivadas em solo drenado apresentaram um incremento constante da massa seca de todos os órgãos. Os indivíduos submetidos a 30 e 80 dias de alagamento apresentaram significativa redução das raízes, provavelmente em razão da morte de muitas das raízes originais (tab. 3). A massa seca de caules e folhas e a massa seca total de plantas alagadas por 80 dias foram significativamente menores do que nas plantas cultivadas em solo drenado. A razão raiz/parte aérea também expressou a mesma tendência



**Figura 45.** Comprimento (A) e massa seca (B) da raiz e da parte aérea e total de plantas de *Lithraea molleoides* após 35 dias de alagamento. Em cada par de barras, letras diferentes indicam diferenças estatísticas pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,01$ ).

de maiores valores para as plantas-controle e menores para as alagadas, incluindo as plantas cultivadas em solo alagado e posteriormente drenado (AD), comprovando o maior efeito do alagamento sobre as raízes (Bianchini, 1998).

Pimenta (1998) observou que plantas jovens de *Campomanesia xanthocarpa* apresentaram um crescimento bastante reduzido sob alagamento, sendo que a taxa de crescimento relativo (TCR) foi reduzida em 65% para raízes, 37% para caules, 67% para folhas e 55% para a



**Figura 46.** Massa seca da raiz e da parte aérea e total de plantas de *Sebastiania commersoniana* após 120 dias de tratamento. Em cada grupo de barras, letras diferentes indicam diferenças estatísticas pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). (Fonte: Kolb *et al.*, 1998)

planta inteira. A taxa de assimilação líquida (TAL), nessas mesmas plantas, foi bastante afetada com o alagamento, apresentando uma redução de 50% (tab. 4).

De maneira similar ao ocorrido com essas espécies, também foi verificada redução do crescimento, devido ao comprometimento na massa seca caulinar, foliar e de raízes, em plantas alagadas de *Fraxinus pennsylvanica* (Sena-Gomes & Kozlowski, 1980), *Betula papyrifera* (Tang & Kozlowski, 1982c), *Platanus occidentalis* (Tsukahara & Kozlowski, 1985), *Acer negundo* (Yamamoto & Kozlowski, 1987), *Hevea brasiliensis* (Sena-Gomes & Kozlowski, 1988) e *Betula pubescens* (Rinne, 1990).

O etileno tem um importante papel na redução do crescimento de plantas submetidas ao alagamento (Bradford & Yang, 1981; Newsome *et al.*, 1982; Reid & Bradford, 1984; Colli, 1998). Medri *et al.* (1998) constataram que as plantas jovens de *Peltophorum dubium* alagadas e tratadas com ethrel e também as somente alagadas, mas com lenticelas hipertrofiadas vedadas com lanolina, tiveram o crescimento significativamente inibido. Os autores atribuíram a queda da

**Tabela 2.** Comparação de massa seca das diferentes partes das plantas alagadas, por períodos superiores a 30 dias, com as plantas cultivadas em solo drenado, em espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi. Os símbolos indicam incremento (↑), redução (↓) ou não variação (=) da massa seca em relação ao controle. A ausência de símbolo indica que o dado não foi tomado.

	P. Aérea	Folha	Caule	Raízes	Total	Reaeração
<i>Chorisia speciosa</i>	↓			↓	↓	
<i>Lithraea molleoides</i>	↓			↓	↓	
<i>Sebastiania commersoniana</i>	↓			↓	↓	↑
<i>Anadenanthera colubrina</i>	=			=	↓	
<i>Cedrela fissilis</i>	↓			=	↓	
<i>Inga striata</i>		↓		↓	↓	
<i>Peltophorum dubium</i>		=	↓	↓	↓	
<i>Jacaranda puberula</i>		↓	↓	=	↓	
<i>Croton urucurana</i>		↓	↓	↓	↓	↑
<i>Croton floribundus</i>		↓	=	↓	↓	=
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>		↓	↓	↓	↓	↑
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>		↓	↓	↓	↓	↑
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>		↓	↓	↓	↓	=
<i>Sesbania virgata</i>		↑	↑	↑	↑	

**Tabela 3.** Massa seca e razão raiz/parte aérea (R/PA) de plantas de *Chrysophyllum gonocarpum*, após alagamento. REF = plantas no início do experimento; D30 e D80 = plantas cultivadas em solo bem drenado por 30 e 80 dias, respectivamente (plantas-controle); A30 e A80 = plantas cultivadas em solo alagado por 30 e 80 dias, respectivamente; AD = plantas cultivadas em solo alagado por 30 dias seguidos de 50 dias de cultivo em solo bem drenado. Médias seguidas por letras iguais não diferem pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ;  $n = 5$ ).

	Massa seca (g)				R/PA
	raiz	caule	folha	planta inteira	
REF	0,20 b	0,30 b	1,52 b	2,10 b	0,12 a
D30	0,42 b	0,61 b	2,63 b	3,66 b	0,12 a
A30	0,13 b	0,40 b	1,83 b	2,36 b	0,06 ab
D80	0,96 a	1,70 a	5,36 a	8,02 a	0,14 a
A80	0,14 b	0,45 b	2,27 b	2,86 b	0,05 b
AD	0,28 b	0,61 b	2,41 b	3,30 b	0,09 ab

Fonte: Bianchini (1998).

**Tabela 4.** Taxa de crescimento relativo (TCR) das raízes, caules, folhas e plantas inteiras, e taxa assimilatória líquida (TAL) de plantas de *Campomanesia xanthocarpa* mantidas em solo bem drenado (D), alagado por 60 dias (A) e alagado por 30 dias seguidos de 30 dias bem drenado (AD). Médias seguidas por letras iguais não diferem pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ;  $n = 9$ ).

Tratamentos	TCR ( $\text{mg g}^{-1} \text{dia}^{-1}$ )				TAL ( $\text{mg dm}^{-2} \text{dia}^{-1}$ )
	raízes	caule	folhas	planta inteira	
D	33,49 a	24,13 a	14,84 a	21,48 a	18,97 a
A	11,79 c	15,26 b	4,82 b	9,69 c	9,54 c
AD	18,30 b	16,49 b	10,21 a	13,57 b	12,38 b

Fonte: Pimenta (1998).

massa total das plantas à clorose marcante das folhas, seguida de abscisão, provocada pelo etileno. Esse comprometimento das folhas poderia estar reduzindo a taxa fotossintética.

Em uma análise do efeito do alagamento nos diferentes órgãos de 14 espécies da bacia do rio Tibagi, foi verificada inibição no crescimento das raízes em *Sebastiania commersoniana* (Kolb *et al.*, 1998) (fig. 46), *Peltophorum dubium* (Medri *et al.*, 1998), *Croton urucurana* e *Croton floribundus* (Colli, 1998), *Campomanesia xanthocarpa* (Pimenta, 1998), *Chrysophyllum gonocarpum* (Bianchini, 1998), *Chorisia speciosa* (Bianchini *et al.*, 2000), *Lithraea molleoides*, *Inga striata* e *Lonchocarpus muehlbergianus*.

Em muitas espécies, a redução da massa seca das plantas na condição de alagamento está relacionada, em maior grau, à diminuição da massa seca das raízes. Segundo Kozlowski (1984), o alagamento afeta o crescimento das raízes devido à deterioração das mesmas por ação de microorganismos e pela baixa formação de novas raízes. Uma forma de amenizar os problemas causados pela perda dessas raízes é a formação de raízes adventícias, que, de acordo com Hook (1984), é uma resposta freqüente em plantas alagadas. O alagamento das raízes altera o metabolismo, comprometendo o desenvolvimento das plantas por dificultar, nas raízes originais, a absorção de água e nutrientes e a síntese de hormônios, especialmente de giberelinas e citocininas (Reid & Bradford, 1984). A formação de raízes adventícias atenua os efeitos do alagamento por favorecer a

obtenção de água e nutrientes (Hook & Scholtens, 1978) e a síntese hormonal (Reid & Bradford, 1984).

Colin-Belgrand *et al.* (1991), estudando três espécies de *Quercus* submetidas ao alagamento, constataram que a massa de raízes foi significativamente menor para *Q. rubra* e *Q. palustris*, por morte de raízes preexistentes e inibição da formação de raízes novas. Schaffer *et al.* (1992) consideraram que para as plantas sensíveis ao alagamento esse estresse resultaria em danos ou até mesmo na morte de ápices de raízes. Kludze *et al.* (1994) observaram que a massa seca de raízes de *Taxodium distichum* foi significativamente afetada pelo alagamento, o mesmo sendo verificado em *Mangifera indica* (Larson & Schaffer, 1991), embora nenhum efeito tenha sido observado na massa seca da parte aérea.

Yamamoto *et al.* (1995b) constataram redução de massa seca das raízes em plantas de *Fraxinus mandshurica*, mas a biomassa de folhas e caules não foi afetada. Diminuição da massa seca de raízes também foi verificada em *Platanus occidentalis* (Tsukahara & Kozlowski, 1985), *Gmelina arborea* (Osonubi *et al.*, 1985), *Acer rubrum*, *Nyssa sylvatica*, *Taxodium distichum* e *Asimina triloba* (Nash & Graves, 1993). Visser *et al.* (1997) consideraram que o etileno produzido devido ao alagamento causou redução no alongamento das raízes tanto na espécie tolerante *Rumex palustris* como na espécie intolerante *R. thyrsoiflorus*, o que resultou na diminuição da massa seca desse sistema.

A inibição do crescimento da parte aérea foi observada na maioria das espécies estudadas (tab. 2). Em

uma análise dos diferentes órgãos feita em nove espécies da bacia do rio Tibagi, foi encontrada redução de crescimento do caule em seis delas, como *Chrysophyllum gonocarpum* (tab. 3) e *Campomanesia xanthocarpa* (tab. 4). Em *Inga striata* e *Croton floribundus* a massa seca do caule ficou inalterada, e somente em *Sesbania virgata* houve aumento da massa seca.

Um menor conteúdo de massa seca de caules foi observado em *Betula papyrifera* (Tang & Kozlowski, 1982c), *Fraxinus pennsylvanica* (Sena-Gomes & Kozlowski, 1980), *Platanus occidentalis* (Tsukahara & Kozlowski, 1985), *Acer negundo* (Yamamoto & Kozlowski, 1987) e *Hevea brasiliensis* (Sena-Gomes & Kozlowski, 1988).

Além da diminuição da massa seca, vários autores verificaram que ocorreu redução no crescimento em altura da parte aérea de muitas espécies lenhosas. Tsukahara & Kozlowski (1985) observaram redução na altura de plantas de *Platanus occidentalis* quando as raízes foram inundadas. Medri & Correa (1985) registraram que 90 dias de alagamento provocava a morte de plantas de *Joannesia princeps* e a diminuição do comprimento de caules e raízes de *Spathodea campanulata*.

Bradford & Dilley (1978), em *Lycopersicon esculentum*, Joly (1982), em *Genipa americana*, *Hymenaea courbaril* e *Sebastiania commersoniana* (sin. *S. klotschiana*), e Yamamoto *et al.* (1995b), em *Fraxinus mandshurica*, observaram que a massa seca de caules não foi afetada pelo alagamento. De um modo similar, o crescimento do caule em plantas sujeitas ao alagamento também se mostrou inalterado em *Betula pendula* (Rinne, 1990) e *Magnolia virginiana* (Nash & Graves, 1993). Entretanto, aumento da altura e da massa seca de caules foi encontrado em plantas alagadas de *Nyssa aquatica* (McKevlin *et al.*, 1995).

Em *L. muehlbergianus* foi observado que o padrão de alocação de biomassa para raízes, caules e folhas foi diferenciado nas plantas alagadas. Esse estresse afetou mais acentuadamente o desenvolvimento de raízes e folhas, fazendo com que, proporcionalmente, o caule aumentasse sua contribuição em massa para o corpo da planta. É possível, também, que esse aumento na contribuição esteja relacionado à hipertrofia do caule e à grande produção de lenticelas hipertrofiadas.

As plantas, quando submetidas ao alagamento seguido de um período de solo drenado, apresentaram recuperação do crescimento em quatro das seis espécies analisadas: *S. commersoniana* (fig. 46), *C. xanthocarpa* (Pimenta, 1998) (fig. 47; tab. 4), *C. urucurana* (Colli, 1998) e *L. muehlbergianus*. Em *Chrysophyllum gonocarpum* as plantas reaeradas não apresentaram diferenças em relação às alagadas (tab. 3).

Tsukahara & Kozlowski (1985) observaram, em *Platanus occidentalis*, espécie com tolerância mediana ao alagamento, que plantas alagadas retornadas à condição de solo drenado apresentaram recuperação de cres-



**Figura 47.** Plantas de *Campomanesia xanthocarpa* mantidas em solo drenado (D), alagado por 60 dias (A) e alagado por 30 dias seguidos de 30 dias drenado (AD). (Fonte: Pimenta, 1998)

cimento, com valores intermediários às plantas-controle e às alagadas, em relação à massa seca de folhas, raízes, caules e à massa seca total. Em *Mangifera indica* (Larson *et al.*, 1989 *apud* Schaffer *et al.*, 1992) e *Averrhoa carambola* (Joyner *et al.*, 1988), a retirada da condição de alagamento possibilitou a retomada do crescimento. Lobo & Joly (1995), trabalhando com *Talauma ovata*, uma planta encontrada em matas brejosas, não encontraram diferenças entre a massa seca total de plantas-controle e plantas reaeradas.

Um aspecto que deve ser salientado é o efeito da pós-anoxia em plantas, apesar da escassez desse tipo de estudo para as espécies tropicais. A reexposição das plantas ao oxigênio após anoxia ou alagamento natural pode causar sérios prejuízos aos tecidos ou aos órgãos (Crawford, 1992). Monk *et al.* (1987) e Crawford & Wollenweber-Ratzer (1992) consideraram os estudos de anoxia tão importantes quanto os de pós-anoxia. As plantas podem se apresentar sadias durante o alagamento, mas, após a reaeração, os tecidos tornam-se menos rígidos, começam a desintegrar e morrem rapidamente. Segundo Basaga (1990), todos os organismos aeróbios produzem, como consequência inevitável do consumo de oxigênio, intermediários oxigenados reativos (ROI), que podem provocar danos celulares. Como exemplos, destaca-se a formação de radicais superóxidos (Halliwell, 1984; Monk *et al.*, 1987), de radicais de ferro hidroxil e de outros tipos de oxigênio reativo (Hendry & Brocklebank, 1985). Esses radicais causam disfunções enzimáticas e danos oxidativos em lipídios e membranas, e as células danificadas perdem seus solutos e morrem rapidamente (Scandalios, 1993).

As espécies tolerantes possivelmente são mais protegidas dos produtos da peroxidação de lipídios (malondialdeído, etileno e etano), por produzi-los em menor quantidade do que as espécies não-tolerantes (Pfister-Sieber & Brändle, 1994). Larson (1988) e Crawford &

Brändle (1996) consideraram que as espécies tolerantes são protegidas dos radicais livres pela produção de agentes anti-oxidantes como o ácido ascórbico, o  $\alpha$ -tocoferol e a glutatona, ou pela indução de enzimas ativas na remoção de oxigênio, como as catalases e as peroxidases.

Albrecht & Wiedenroth (1994) consideraram que os organismos aeróbios têm mecanismos evoluídos para eliminar esses compostos tóxicos da célula. Os autores sugerem que a capacidade de manter o balanço entre a formação e a desintoxicação de radicais superóxidos provavelmente aumenta o potencial de sobrevivência e a tolerância das raízes à variação de tensão de  $O_2$ .

Os resultados de recuperação de crescimento pós-alagamento de quatro das seis espécies estudadas indicam que elas podem apresentar mecanismos para não acumular radicais superóxidos. Além disso, com o alagamento as espécies podem apresentar queda na atividade metabólica, como foi observado em *Campomanesia xanthocarpa* (Pimenta, 1998), o que pode favorecer o crescimento após a reaeração, por manter um mínimo de reserva de amido.

Uma resposta particular foi observada em *Sesbania virgata*, quando comparada às demais espécies estudadas da bacia do rio Tibagi, uma vez que a massa seca de raízes, caules e folhas (fig. 48) foi aumentada quando as plantas foram alagadas. Clemens *et al.* (1978) verificaram que plantas de *Eucalyptus grandis* e *E. robusta* apresentaram maior massa seca total aos 72 dias de alagamento do que as plantas-controle, em razão da formação de raízes adventícias, conferindo a essas espécies resistência à hipoxia. Colin-Belgrand *et al.* (1991) observaram que a biomassa de raízes e da parte aérea de plantas alagadas foi aumentada em *Quercus robur*, uma espécie mais tolerante a esse estresse.

Lobo & Joly (1995) verificaram um aumento da massa seca da parte aérea de plantas alagadas de *Talauma ovata*. Similar ao que foi observado em *S. virgata*, McKevlin *et al.* (1995) encontraram um incremento na altura e na acumulação de massa seca de folhas, caules e raízes em plantas alagadas de *Nyssa aquatica*. Kolb

(1998) observou que, ao final de 120 dias de alagamento, tanto a parte aérea quanto as raízes de *Tabebuia cassioides* apresentaram-se mais desenvolvidas nas plantas alagadas que nas plantas-controle. A autora ainda observou que a iniciação e a expansão foliar não foram inibidas com o alagamento, e respostas como abscisão e necrose não ocorreram nas folhas; e que as plantas alagadas apresentaram sistema de raízes saudáveis, formado por um número maior de raízes laterais do que o encontrado nas plantas-controle. Essa espécie, assim como *S. virgata*, mostrou-se mais eficiente para produzir biomassa em solos alagados do que em solos drenados.

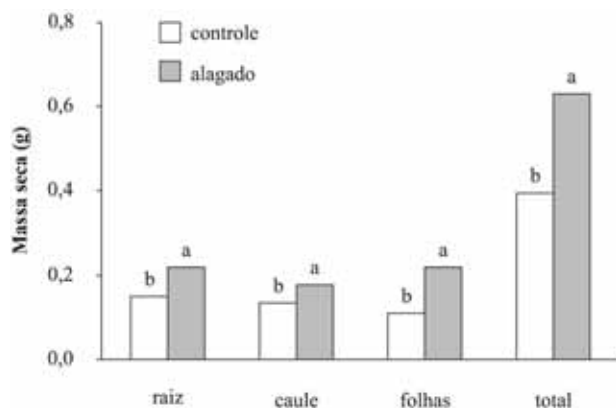
### Variações no Metabolismo e no Desenvolvimento das Folhas

Os efeitos conhecidos do alagamento sobre as plantas incluem, além de respostas nas raízes, respostas nas folhas, como deficiência nutricional, decréscimo da condutância estomática e da fotossíntese líquida, que têm sido observadas tanto em espécies intolerantes como tolerantes (Pezeshki, 1993; Pezeshki *et al.*, 1993; Dreyer, 1994; Liao & Lin, 1994, 1996), e, também, redução da área foliar, abscisão, senescência e redução na produção de folhas.

O decréscimo do potencial redox do solo devido ao alagamento provoca modificações na dinâmica do solo (Dreyer, 1994) e no funcionamento das raízes. Essas modificações são responsáveis por dois importantes efeitos fisiológicos: a redução na absorção dos íons, dependente da energia da respiração aeróbia, e a redução do transporte desses íons para as folhas, o que leva a uma deficiência nutricional foliar (Drew, 1991).

Plantas de *C. xanthocarpa* submetidas à inundação por 60 dias apresentaram redução, nas folhas, nos conteúdos dos macronutrientes N, P, K, Ca e Mg e dos micronutrientes Cu, Zn, B e Mn. As plantas que foram retornadas para solo drenado após 30 dias de alagamento apresentaram tendência de recuperação nutricional para todos os íons analisados (tab. 5). Já as plantas de *C. gonocarpum* alagadas por 80 dias apresentaram redução somente nos conteúdos dos macronutrientes N, K, Ca e Mg; e as plantas alagadas por 30 dias seguidos de 50 dias em solo drenado apresentaram tendência de recuperação do conteúdo de N, K e Ca (tab. 6). No entanto, no caso de *C. gonocarpum*, é importante salientar a tendência de aumento no conteúdo de Mn nas folhas das plantas alagadas, o que está de acordo com os resultados de Kozłowski & Pallardy (1984).

Mukherjee *et al.* (1986) afirmam que o suprimento de energia pela respiração aeróbia para a atividade dos carregadores dos íons é claramente estabelecido. Sendo assim, considerando que o alagamento afeta a respiração aeróbia, ele terá efeito direto sobre a nutrição mineral das plantas. Além da queda na respiração aeróbia, a deficiência nutricional das plantas em solo alagado pode



**Figura 48.** Massa seca da raiz, do caule e das folhas e total de plantas de *Sesbania virgata* após 40 dias de tratamento. Em cada par de barras, letras diferentes indicam diferenças estatísticas pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). (Fonte: Davanso-Fabro *et al.*, 1998)

**Tabela 5.** Concentração de nutrientes em folhas de plantas de *Campomanesia xanthocarpa* mantidas em solo drenado (D), alagado por 60 dias (A) e alagado por 30 dias seguidos de 30 dias drenado (AD). Médias seguidas de pelo menos uma letra igual nas colunas não diferem pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ;  $n = 3$ ).

	g 100 g <sup>-1</sup>					µg g <sup>-1</sup>			
	N	P	K	Ca	Mg	Cu	Zn	B	Mn
D	1,34 a	0,35 a	1,73 a	1,61 a	0,26 a	7,50 a	29,90 a	77,73 a	278,83 a
A	0,82 b	0,08 b	1,12 b	0,81 b	0,17 b	3,37 b	14,07 b	33,60 c	98,77 b
AD	0,92 b	0,10 b	1,26 b	1,08 b	0,20 ab	3,83 b	15,07 b	40,17 b	116,43 b

Fonte: Pimenta (1998).

**Tabela 6.** Concentração de nutrientes em folhas de plantas de *Chrysophyllum gonocarpum* mantidas em solo drenado (D), alagado por 80 dias (A) e alagado por 30 dias seguidos de 50 dias drenado (AD). Médias seguidas de pelo menos uma letra igual nas colunas não diferem pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ;  $n = 3$ ).

	g 100 g <sup>-1</sup>					µg g <sup>-1</sup>			
	N	P	K	Ca	Mg	Cu	Zn	B	Mn
D	2,26 a	0,11 a	1,74 a	1,42 a	0,16 a	17,90 a	15,93 a	25,87 a	24,50 a
A	1,72 b	0,09 a	1,37 b	0,92 b	0,12 b	21,70 a	14,33 a	20,00 a	33,70 a
AD	2,03 ab	0,08 a	1,66 a	1,11 b	0,13 b	13,30 b	12,20 a	25,70 a	23,73 a

Fonte: Bianchini (1998).

estar ligada à indisponibilidade de alguns nutrientes e à morte de parte das raízes (Hocking *et al.*, 1987).

Folhas de *C. xanthocarpa* apresentaram redução na condutância estomática e na fotossíntese líquida, sendo que a concentração interna de gás carbônico nas folhas não variou (fig. 49). Resultados semelhantes foram observados em plantas de *Tabebuia avellanedae* submetidas ao alagamento (fig. 50). É possível que a própria deficiência nutricional das folhas esteja relacionada com as reduções na condutância estomática e na taxa fotossintética líquida. Isso pode ser sugerido quando se considera a importância dos íons para esses processos. Por exemplo, o potássio é essencial para a abertura estomática, assim como nitrogênio, fósforo, cálcio, magnésio, cobre e manganês são importantes para a fotossíntese. Resultados e sugestões semelhantes foram apresentados por Zhang & Davies (1986).

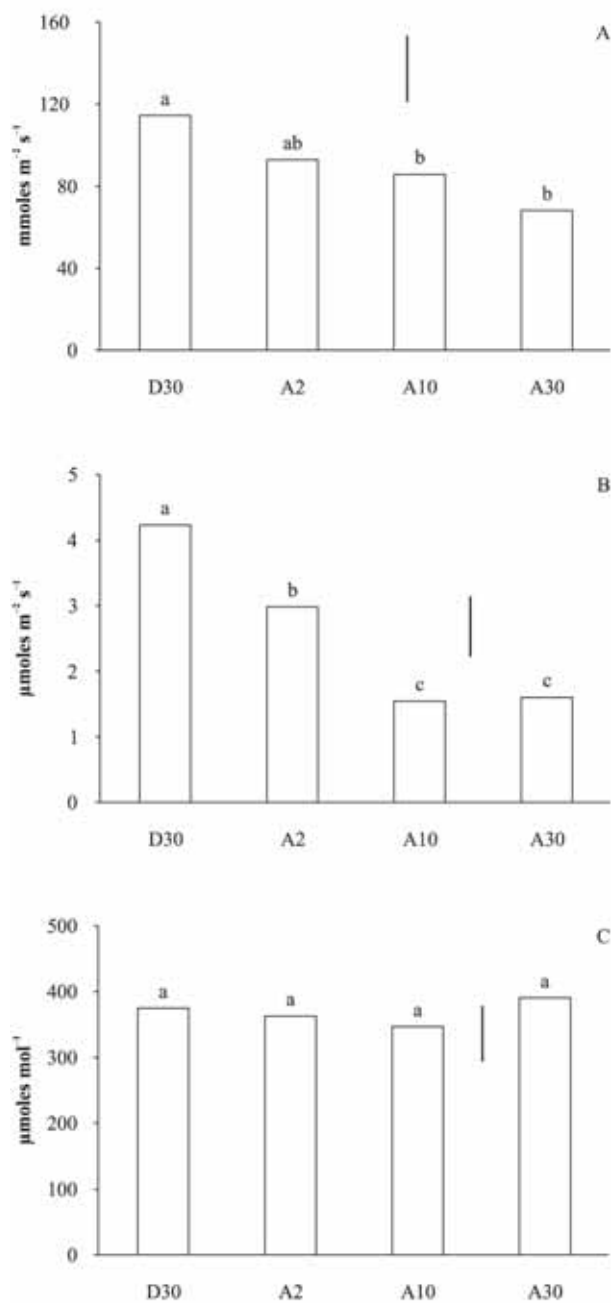
Somadas à deficiência nutricional, alterações nos níveis hormonais, como aumento do ácido abscísico (Jackson & Hall, 1987; Neuman & Smit, 1991), podem estar interferindo no movimento estomático. No entanto, Vartapetian & Jackson (1997) consideram que o fechamento estomático em plantas alagadas pode ser mediado por algum outro sinal químico. Já Pallas & Kays (1982) sugerem que o aumento do etileno, decorrente do alagamento, é o que afeta a abertura estomática, por induzir mudanças na permeabilidade das membranas das células-guarda, provocando um desequilíbrio no influxo e efluxo de íons. No entanto, plantas de *Lycopersicon esculentum* tratadas com esse fitorregulador não apresentaram variações no movimento estomático (Bradford, 1983), o que torna polêmico o papel do etileno.

O fechamento estomático, em condições de alagamento, pode também ser resposta à queda do potencial de água das folhas. Kozlowski (1984) sugeriu que existe

uma rápida redução na transpiração e um curto período de déficit hídrico na planta após o início do alagamento. A queda no potencial de água em plantas alagadas pode ser uma resposta à baixa tensão de oxigênio no solo, que afeta a permeabilidade das membranas e, conseqüentemente, a absorção de água (Coutts, 1981). Além disso, a absorção e o transporte de água pelas raízes diminuem com a queda da respiração aeróbia, que pode acontecer em condições hipóxicas. Não existe uma explicação exata para esse efeito, sendo sugerido, como causa, a inativação das aquaporinas ou de qualquer outro processo requerido para o transporte de água pelas raízes (Taiz & Zeiger, 1998).

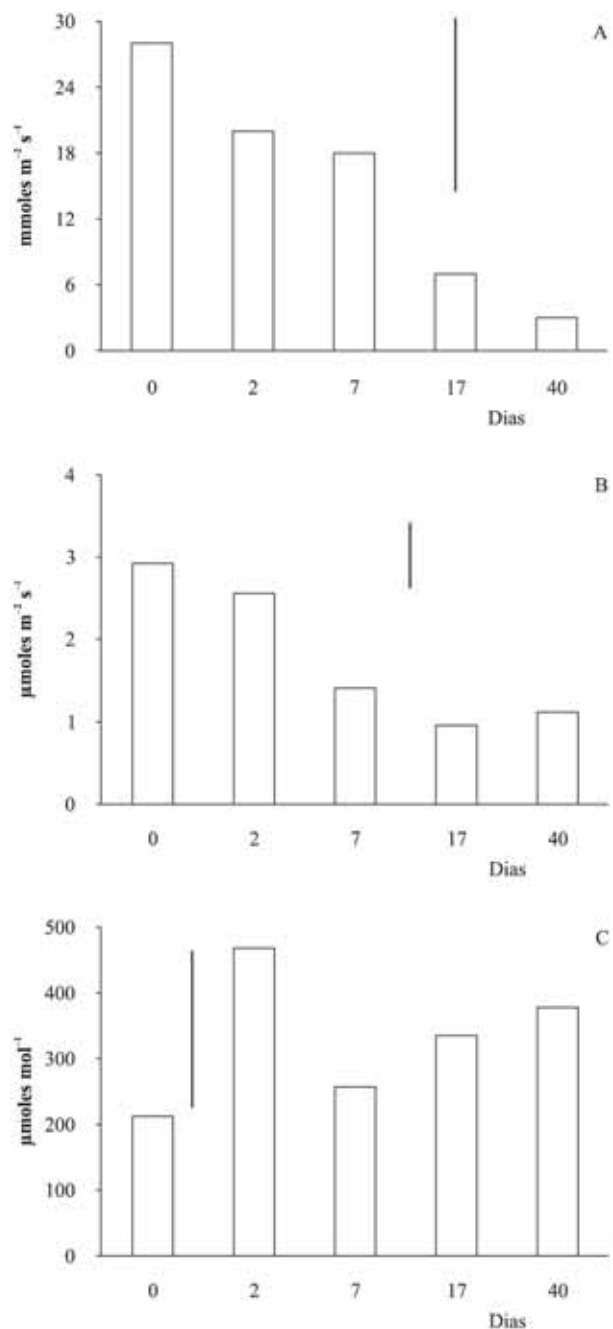
Esperava-se que, com o fechamento estomático, ocorresse diminuição na concentração interna de gás carbônico nas folhas, o que não aconteceu com *Campomanesia xanthocarpa* e *Tabebuia avellanedae* (figs. 49 e 50). Esses resultados indicam que a queda na condutância estomática não é a única causa responsável pela diminuição da taxa fotossintética líquida observada quando essas espécies foram alagadas. A partir de estudos com outras espécies também submetidas à inundação, como *Quercus lyrata*, *Q. falcata* (Pezeshki, 1993) e *Momordica charantia* (Liao & Lin, 1996), chegou-se à mesma conclusão. O alagamento pode limitar a fotossíntese também por reduzir a atividade da ribulose 1,5-bifosfato carboxilase (Rubisco) (Liao & Lin, 1994; 1996) e por induzir disfunções nos cloroplastos (Dreyer, 1994).

O alagamento, além de reduzir a taxa fotossintética, pode diminuir a dimensão do aparelho assimilador, tanto por abscisão como por decréscimo na produção de folhas, além de reduzir a expansão das mesmas. Esses efeitos do alagamento sobre a capacidade fotossintética de muitas espécies terão uma ação negativa sobre o crescimento e o desenvolvimento da planta.



**Figura 49.** Condutância estomática (A), taxa fotossintética líquida (B) e concentração interna de CO<sub>2</sub> nas folhas (C) de plantas de *Campomanesia xanthocarpa* mantidas em solo drenado (D) e em solo alagado por 2 (A2), 10 (A10) e 30 (A30) dias. As barras com mesma letra não diferem pelo teste de Tukey. As linhas verticais representam as DMS pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ;  $n = 6$ ). (Fonte: Pimenta, 1998)

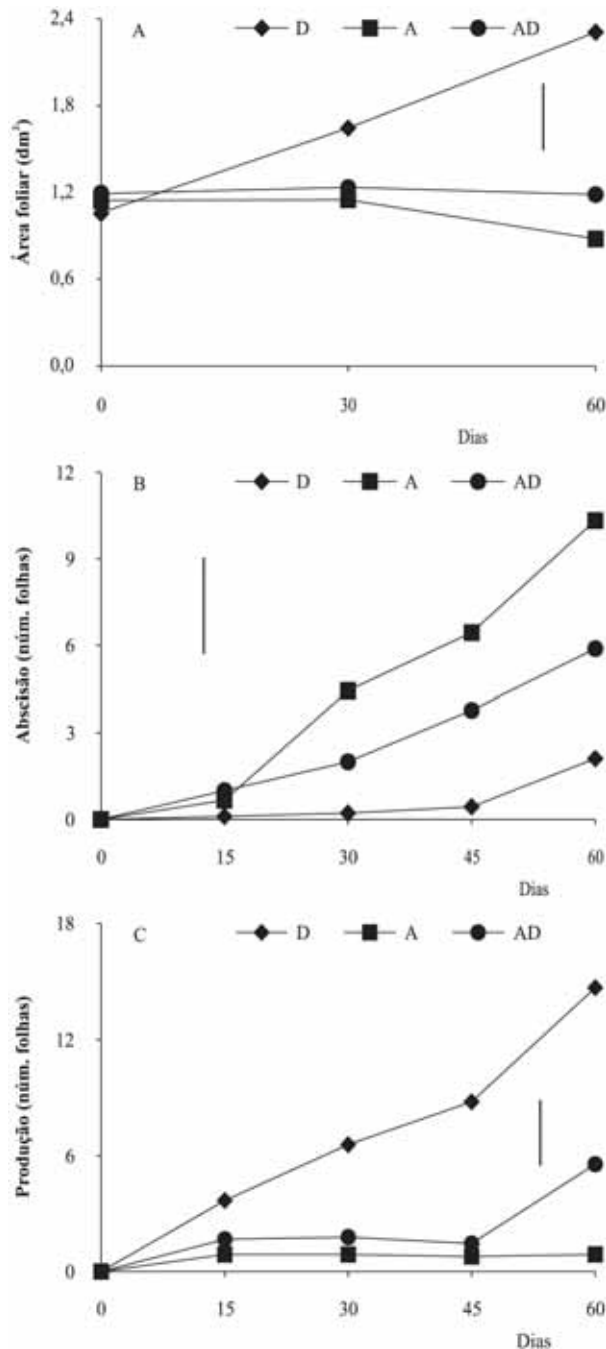
Em plantas alagadas de *C. xanthocarpa* (fig. 51) e *T. avellanadae* (Davanso-Fabro, 1998) foram verificadas menor produção de folhas novas e menor área foliar total, quando comparadas com aquelas mantidas em solo drenado. Além disso, em *C. xanthocarpa* foi observada maior abscisão foliar nas plantas sob alagamento (fig. 51). Uma menor área foliar também foi verificada em plantas alagadas de *Lonchocarpus muehlbergianus* e *Chrysophyllum gonocarpum* (fig. 52). É possível que, em todas essas espécies, as principais



**Figura 50.** Condutância estomática (A), taxa fotossintética líquida (B) e concentração interna de CO<sub>2</sub> nas folhas (C) de plantas de *Tabebuia avellanadae* mantidas em solo drenado (0) e em solo alagado por 2, 7, 17 e 40 dias. A linha vertical representa a DMS pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ;  $n = 8$ ). (Fonte: Davanso-Fabro, 1998)

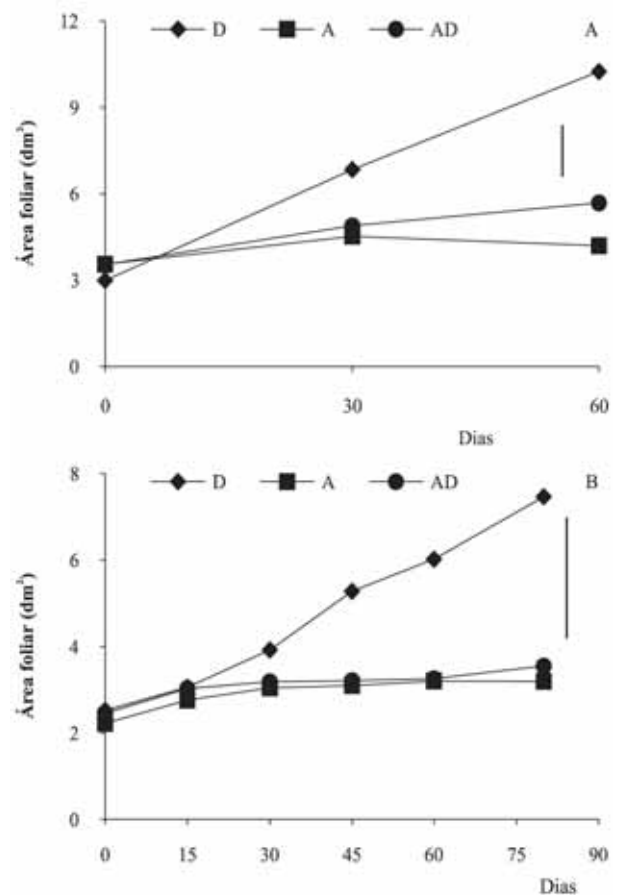
causas de redução na área foliar total, induzidas pelo alagamento, sejam o acréscimo na abscisão e o decréscimo na produção de folhas. Para *C. xanthocarpa*, é importante ressaltar que as plantas que foram retornadas para solo drenado apresentaram tendência de diminuição da abscisão e aumentaram significativamente a produção de folhas nos 15 dias finais do experimento (fig. 51).

O efeito do alagamento sobre a dimensão do aparelho assimilador foi observado em outras plantas arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi, a saber: *Peltophorum*



**Figura 51.** Área foliar (A), abscisão (B) e produção de folhas (C) de plantas de *Campomanesia xanthocarpa* mantidas em solo drenado (D), alagado por 60 dias (A) e alagado por 30 dias seguidos de 30 dias drenado (AD). As linhas verticais representam a DMS pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ;  $n = 9$ ). (Fonte: Pimenta, 1998)

*dubium* (Medri *et al.*, 1998), *Jacaranda puberula* (Pimenta *et al.*, 1996), *Sebastiania commersoniana* (Kolb *et al.*, 1998), *Chorisia speciosa* (Bianchini *et al.*, 2000), *Croton urucurana* e *C. floribundus* (Colli, 1998), *Inga striata* e *Lithraea molleoides*. Em todas as espécies houve abscisão com o alagamento, porém esse processo foi mais acentuado nas espécies que, além de alagadas, foram tratadas com ethrel, como em *P. dubium* (Medri *et al.*, 1998), *C. urucurana*, *C. floribundus* (Colli, 1998) e *T. avellanadae* (Davanso-Fabro, 1998). A abscisão



**Figura 52.** A - Área foliar (dm<sup>2</sup>) de plantas de *Lonchocarpus muehlbergianus* mantidas em solo drenado (D), alagado por 60 dias (A) e alagado por 30 dias seguidos de 30 dias drenado (AD). A linha vertical representa a DMS pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ;  $n = 9$ ); B - Área foliar (dm<sup>2</sup>) de plantas de *Chrysophyllum gonocarpum* mantidas em solo drenado (D), alagado por 80 dias (A) e alagado por 30 dias seguidos de 50 dias drenado (AD). A linha vertical representa a DMS pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ;  $n = 5$ ). (Fonte: Bianchini, 1998)

foi inibida quando as plantas foram tratadas com agentes bloqueadores de ação (nitrato de prata) ou de síntese (cloreto de cobalto) do etileno. Nas duas espécies de *Croton*, Colli (1998) analisou os teores de etileno e de ácido abscísico em folhas, verificando elevações concomitantes desses hormônios nas duas espécies, com os maiores teores no terceiro dia de alagamento para *C. urucurana* e no sexto dia para *C. floribundus*. Foi sugerido que as respostas mais atenuadas de *C. urucurana* ocorreram em função da menor sensibilidade dessa espécie ao etileno, pois, ao se aplicar concentrações iguais em plantas alagadas, *C. floribundus* foi mais afetada que *C. urucurana* (Colli, 1998).

Pimenta *et al.* (1994) verificaram que a aplicação de ethrel acarretava redução da TCR em plantas de *Coleus blumei*, o que foi relacionado com a ocorrência de senescência e abscisão foliar. Clemens *et al.* (1978) também observaram abscisão das folhas mais velhas de plantas de *Eucalyptus*. Hurng *et al.* (1994) encontraram aumento no teor de etileno e de ABA em folhas de plantas alagadas de *Nicotiana tabacum*, resultando



em senescência e abscisão. Por outro lado, em *Quercus* spp. (Colin-Belgrand *et al.*, 1991) e *Talauma ovata* (Lobo & Joly, 1995) não foi observada queda nem inibição da iniciação de folhas; e, em *Sesbania virgata* (Davanso-Fabro *et al.*, 1998) e *Tabebuia cassinoides* (Kolb, 1998), o alagamento estimulou a iniciação e a expansão da lâmina foliar. A partir de várias evidências experimentais, tem se afirmado que o etileno é o responsável direto pela abscisão foliar, porque induz enzimas degradativas da parede celular (Osborne & Sargent, 1976a; 1976b).

O alagamento também pode provocar modificações anatômicas nas folhas, entretanto, são poucos os trabalhos sobre esse tema. Medri & Lleras (1980) compararam anatomicamente folíolos de plantas adultas de *Hevea brasiliensis* ocorrentes em várzea amazônica e em terra firme, observando que os folíolos das plantas de várzea eram maiores, mais finos, com menor número de camadas de parênquima paliçádico e células epidérmicas com maior perímetro.

Como conseqüência de um alagamento mais pronunciado, as folhas podem apresentar variações anatômicas devido à submersão. De acordo com Schlüter *et al.* (1993), plantas juvenis de *Astrocaryum jauari* são anatomicamente bem adaptadas à condição de submersão, pois resistem à inundação por até 300 dias, sem deterioração de folhas e raízes. Os autores verificaram que a prevenção à infiltração de água é dada pelo depósito, nas duas faces da folha, de uma extensa epicutícula cerosa, que também funciona na redução da evaporação no período pós-cheias.

Schlüter *et al.* (1993) também verificaram que nas folhas submersas de *A. jauari* a infiltração de água é barrada porque os estômatos estão protegidos por uma vasta cera epicuticular, produzida e excretada pelas células arranjadas em coroa em volta dos estômatos, o que cria vestíbulos profundos que detêm ar sob a água (ante-câmara), possibilitando a ocorrência de fotossíntese. Isso ocorre em uma espécie de bolha atmosférica epistomática que, dentro de um processo de troca de gases, é conhecida como respiração “plastrão-reversa” (*reverse plastron respiration*).

Considerando-se as espécies da bacia do rio Tibagi, somente em *Tabebuia avellanadae* e em *Sesbania virgata* foram realizadas análises anatômicas das folhas. Para *T. avellanadae* não foram observadas diferenças anatômicas significativas entre folhas de plantas alagadas e não alagadas (tab. 7).

Em plantas de *Sesbania virgata* — espécie de ocorrência natural em áreas sujeitas a períodos de inundação mais pronunciados e prolongados — cultivadas em solo drenado, evidenciou-se uma cutícula sinuosa ao redor dos estômatos e em toda a superfície foliar, enquanto que, em folhas de plantas submersas, a cutícula apresentou-se pouco sinuosa, quando comparada à anterior (fig. 53). Segundo Esau (1990), paredes celulares epi-

dérmicas espessas e cutícula grossa são adaptações de folhas ao estresse pela seca. Considerando essa afirmação, pode-se sugerir que para *S. virgata* a condição de solo drenado é que foi estressante. Outros resultados anatômicos e de crescimento obtidos com essa espécie por Davanso-Fabro *et al.* (1998) corroboram essa afirmação. Semelhante ao observado em *A. jauari* (Schlüter *et al.*, 1993), em folhas submersas de *S. virgata* os estômatos situam-se mais profundamente na epiderme, lembrando a criação de uma ante-câmara (fig. 53).

A epinastia, que consiste em um maior crescimento da região superior do pecíolo em relação à inferior, provocando curvatura, é um dos primeiros sintomas apresentados por plantas herbáceas quando alagadas (Bradford & Yang, 1980; Kozłowski, 1984), existindo também alguns registros com plantas arbóreas alagadas — por exemplo, *Betula papyrifera* (Norby & Kozłowski, 1983) e *Hevea brasiliensis* (Sena-Gomes & Kozłowski, 1988). Em conseqüência da ativação da transcrição gênica da enzima sintase do ACC, o alagamento nas raízes pode levar ao aumento de produção desse ácido (Olson *et al.*, 1995), que é acumulado na raiz hipóxica e depois transportado para a parte aérea

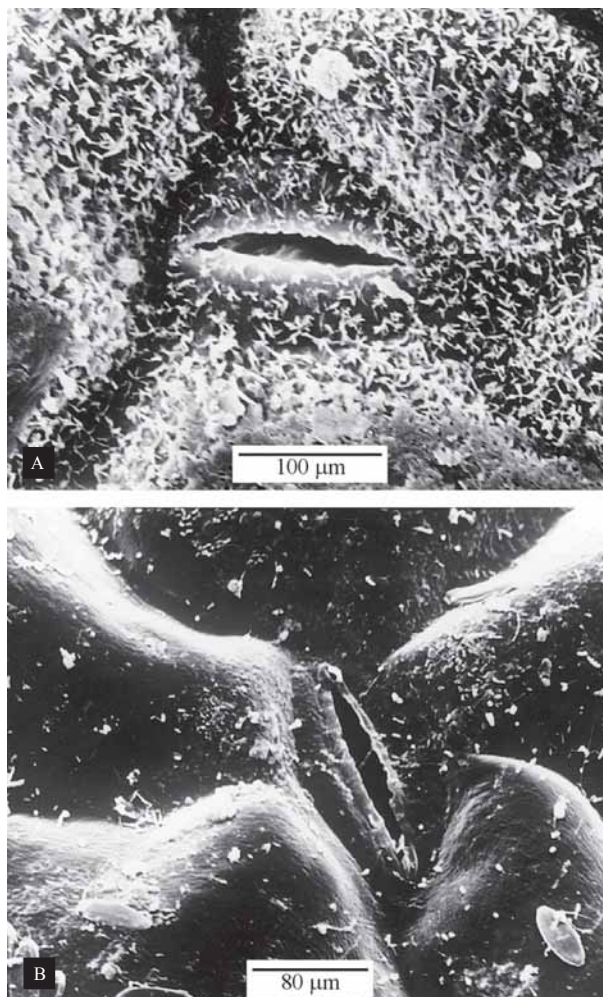


Figura 53. Micrografia de epidermes abaxiais de folhas de *Sesbania virgata*. A - Planta cultivada em solo drenado; B - Plantas submersas por 20 dias.

**Tabela 7.** Anatomia comparada de folíolo em plantas de *Tabebuia avellanadae* mantidas na capacidade de campo (D) e alagadas por 56 dias (A). Médias seguidas de uma mesma letra nas linhas não diferem pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ;  $n = 5$ ).

Parâmetros avaliados	D	A
Espaços intercelulares do parênquima lacunoso (%)	12,59	12,13
Diâmetro das células da epiderme superior ( $\mu\text{m}$ )	0,15a	0,16a
Diâmetro das células da epiderme inferior ( $\mu\text{m}$ )	0,13b	0,16a
Espessura do folíolo ( $\mu\text{m}$ )	0,74a	0,68a
Espessura do parênquima paliádico ( $\mu\text{m}$ )	0,30a	0,25a
Espessura do parênquima lacunoso ( $\mu\text{m}$ )	0,29a	0,25a

Fonte: Davanso-Fabro (1998).

oxigenada (Bradford & Yang, 1980; Else & Jackson, 1998), onde é convertido em etileno pela sua própria oxidase, resultando em movimentos epinásticos foliares (English *et al.*, 1995).

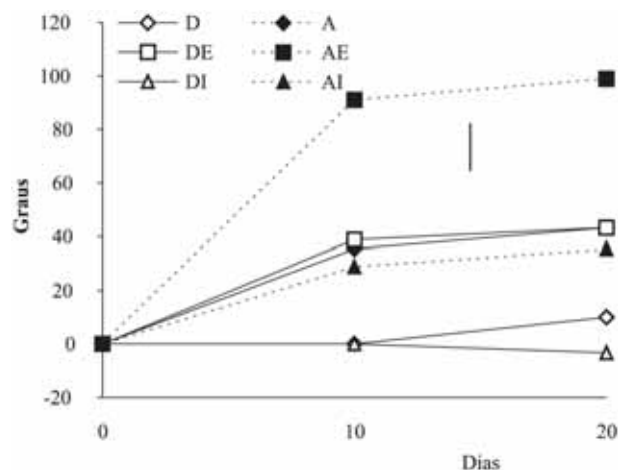
Nos estudos com plantas arbóreas da bacia do rio Tibagi foi registrada epinastia em *Croton urucurana* e em *C. floribundus* (fig. 54). A maior resposta epinástica ocorreu nas plantas alagadas tratadas com ethrel (liberador de etileno), e a menor resposta, nas plantas cultivadas em solo bem drenado tratadas com nitrato de prata (inibidor da ação do etileno). Esses resultados confirmam a importância do etileno como indutor dos movimentos epinásticos.

Pimenta *et al.* (1994) verificaram a ocorrência de epinastia em *Coleus blumei* a partir do oitavo dia de alagamento, e as respostas foram mais pronunciadas quando as plantas receberam ethrel. Nessa espécie, a aplicação de cloreto de cobalto (inibidor da síntese de etileno) provocou uma menor epinastia. Resultados similares foram obtidos em plantas alagadas de *Lycopersicon esculentum* (Bradford & Yang, 1980).

Em *C. blumei*, plantas alagadas e plantas alagadas tratadas com ethrel diminuíram a epinastia quando houve formação de aerênquima caulinar, hipertrofia de lenticelas caulinares, aparecimento de raízes adventícias e de raízes secundárias superficiais, sugerindo que essas alterações amenizaram esse efeito (Pimenta *et al.*, 1994).

De modo geral, plantas com baixa tolerância ao alagamento apresentam uma série de sintomas, como fechamento estomático, rápida senescência de folhas com elevada taxa de abscisão, ausência de lenticelas hipertrofiadas, ausência de raízes adventícias, inibição severa do crescimento de raízes e caules, elevada mortalidade e alta sensibilidade ao etileno (Tang & Kozlowski, 1982a; 1982b; 1982c; 1984).

Os resultados apresentados e discutidos evidenciam, na maioria das espécies, o efeito negativo que o alagamento exerce no crescimento e no desenvolvimento da planta como um todo, mesmo em muitas espécies tolerantes. Essas observações ressaltam a necessidade de critérios múltiplos para categorizar as plantas como tolerantes ou intolerantes, uma vez que o próprio decréscimo do crescimento pode fazer parte das estratégias que as plantas desenvolveram para tolerar a inundação.



**Figura 54.** Efeito da aplicação de  $300 \text{ mg L}^{-1}$  de ethrel (E) ou de  $0,05 \text{ mg L}^{-1}$  de nitrato de prata (I) sobre a curvatura de folhas de *Croton floribundus* ao longo de 20 dias de tratamento de plantas cultivadas em solo drenado (D) ou alagado (A). Os graus foram calculados como a diferença entre a curvatura inicial e a final. A linha vertical representa a DMS pelo teste de Tukey ( $p \leq 0,05$ ;  $n = 9$ ).

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A forma como *Sebastiania commersoniana*, espécie de alta ocorrência em áreas alagáveis, respondeu ao alagamento, foi bastante similar à de *Tabebuia avellanadae*, uma espécie que ocorre em áreas que raramente sofrem alagamento. Por outro lado, *S. commersoniana* e *Sesbania virgata* (também com alta ocorrência em áreas alagadas) responderam de forma diferente à inundação. Essa variação no padrão de respostas, que ocorreu também individualmente, ressalta a importância do desenvolvimento de estudos anatômicos, morfológicos, fisiológicos, bioquímicos e populacionais para que se possa estabelecer o grau de tolerância que as espécies arbóreas tropicais apresentam ao alagamento.

Outro aspecto que deve ser considerado é a etapa do ciclo de vida de uma planta na qual ela é submetida ao alagamento. Uma espécie pode ser sensível a esse estresse durante uma fase (germinação de sementes, por exemplo) e tolerante em outra (plântulas). Os resultados apresentados neste capítulo referem-se às plântulas e plantas jovens (poucos meses de vida). A explicação para a não ocorrência de determinadas espécies em áreas sazonalmente alagáveis, que apresentaram padrão de

respostas similar ao de espécies tolerantes com alta ocorrência nessas áreas, pode estar naquelas etapas do seu ciclo de vida que não foram consideradas neste estudo (por exemplo, as duas espécies de *Croton*).

A análise dos resultados indica que as espécies, quando cultivadas em casa de vegetação, respondem ao alagamento por meio de respostas morfo-anatômicas e/ou fisiológicas que lhes permitem sobreviver durante um certo período. Entretanto, essas respostas não estão diretamente relacionadas à área de ocorrência da espécie. Para as plantas intolerantes, esses resultados sugerem duas possibilidades: ou as respostas não são eficientes para suplantar o estresse provocado pela baixa tensão de oxigênio ou as espécies perdem a competição inter-específica. O estabelecimento de espécies no campo resulta da capacidade de responder a esse estresse específico e também a vários outros, como aqueles relacionados à competição com outras espécies pelos recursos do ambiente.

No hábitat natural, onde o alagamento sofre variação de frequência, duração e intensidade, a regeneração de um amplo espectro de espécies tolerantes à inundação é facilitada (Crawford, 1992) e leva ao desenvolvimento de uma comunidade diversa dentro desse hábitat. A distribuição relativa das espécies ou de indivíduos de uma espécie mostra, em muitos casos, uma seqüência no desenvolvimento que freqüentemente tem sido discutida em relação à sucessão de plantas. Entretanto, segundo Crawford & Brändle (1996), por trás dessa sucessão ecológica, principalmente em áreas inundáveis, existem várias adaptações físicas, fenológicas e metabólicas. Os autores relatam que quando não ocorrem variações no hábitat sujeito à inundação há uma tendência de somente algumas espécies sobreviverem. Desse modo, o manejo ecológico de tais áreas necessita considerar a diversidade de mecanismos que estão envolvidos na tolerância à anoxia ou à hipoxia. Em qualquer área inundável existirão estratégias que, individualmente, adaptarão e/ou selecionarão espécies e, coletivamente, promoverão a diversidade dentro desse hábitat.

#### Referências Bibliográficas

- Ab'Saber, A.N. 1971. Uma revisão do Quaternário paulista: do presente para o passado. *Rev. brasil. Geogr.*, 31:1-51.
- Ab'Saber, A.N. 1996. Amazônia – Do discurso à práxis. Edusp, São Paulo.
- Albrecht, G. & Wiedenroth, E.M. 1994. Protection against activated oxygen following aeration of hypoxically pretreated wheat roots. The response of the glutathione system. *J. Exp. Bot.*, 45:449-455.
- Andersen, P.C.; Lombard, P.B. & Westwood, M.N. 1984. Effect of root anaerobiosis on the water relation of several *Pyrus* species. *Physiol. Plant.*, 62:245-252.
- Armstrong, W. 1978. Root aeration in the wetland condition. In: *Plant life in anaerobic environments*. D.D. Hook & R.M.M. Crawford (eds.). Ann Arbor Science, Ann Arbor. pp.269-297.
- Armstrong, W. 1979. Aeration in higher plants. *Adv. bot. Res.*, 7:225-332.
- Armstrong, W.; Healy, M.T. & Webb, T. 1982. Oxygen diffusion in pea. I. Pore space resistance in the primary root. *New Phytol.*, 91:647-659.
- Armstrong, W.; Healy, M.T. & Webb, T. 1983. Oxygen diffusion in pea. II. Oxygen concentrations in the primary pea root apex as affected by growth, the production of laterals and radial oxygen loss. *New Phytol.*, 94:549-559.
- Armstrong, W.; Brändle, R. & Jackson, M.B. 1994. Mechanisms of flood tolerance in plants. *Acta Bot. Neerl.*, 43:307-358.
- Assis, M.A. 1991. Fitossociologia de um remanescente de mata ciliar do rio Invinheima, MS. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Atwell, B.J. & Steer, B.T. 1990. The effect of oxygen deficiency on uptake and distribution of nutrients in maize plants. *Plant Soil*, 122:1-8.
- Basaga, H.S. 1990. Biochemical aspects of free radicals. *Biochem. Cell Biol.*, 68:989-998.
- Bianchini, E. 1998. Ecologia de população de *Chrysophyllum gonocarpum* (Mart. & Eichler) Engl. no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Bianchini, E.; Medri, M.E.; Pimenta, J.A.; Giloni, P.C.; Kolb, R.M. & Correa, G.T. 2000. Anatomical alterations in plants of *Chorisia speciosa* A. St.-Hil. submitted to flooding. *Interciencia*, 25(9):436-441.
- Bilby, R.E. 1981. Role of organic dams in regulating the export of dissolved and particulate matter from a forested watershed. *Ecology*, 62:1234-1243.
- Bleecker, A.B.; Rose-John, S. & Kende, H. 1987. An evaluation of 2,5-norbornadiene as a reversible inhibitor of ethylene action in deep water rice. *Plant Physiol.*, 84:395-398.
- Blom, C.W.P.M.; Voesenek, L.A.C.J.; Banga, M.; Engelaar, W.M.H.G.; Rijnders, H.H.G.M.; Steeg, H.M. Van de & Visser, E.J.W. 1994. Physiological of riverside species: adaptive responses of plants to submergence. *Ann. Bot.*, 74:253-263.
- Bradford, K.J. 1983. Involvement of plant growth substances in the alteration of leaf gas exchange of flooded tomato plants. *Plant Physiol.*, 73:480-483.
- Bradford, K.J. & Dilley, D.R. 1978. Effects of root anaerobiosis on ethylene production, epinasty and growth of tomato plants. *Plant Physiol.*, 61:506-509.
- Bradford, K.J. & Yang, S.F. 1980. Xylem transport of 1-aminocyclopropane-1-carboxylic acid, and ethylene precursor, in waterlogging tomato plants. *Plant Physiol.*, 65:322-326.
- Bradford, K.J. & Yang, S.F. 1981. Physiological responses of plants to waterlogging. *HortScience*, 16:25-30.
- Brailsford, R.W.; Voesenek, L.A.C.J.; Blom, C.W.P.M.; Smith, A.R.; Hall, M.A. & Jackson, M.B. 1993. Enhanced ethylene production by primary roots of *Zea mays* L. in response to sub-ambient partial pressures of oxygen. *Plant Cell Environ.*, 16:1071-1080.
- Broadfoot, W.M. 1967. Shallow-water impoundment increases soil moisture and growth hardwoods. *Proc. Soil Sci. Soc. Amer.*, 31:562-564.
- Burkart, A. 1979. Leguminosas Mimosoideas. In: *Flora ilustrada catarinense*. R. Reitz (ed.). Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí.
- Calbo, M.E.R.; Moraes, J.A.P.V. & Calbo, A.G. 1998. Crescimento, condutância estomática, fotossíntese e porosidade do buriti sob inundação. *Rev. Brasil. Fisiol. Veg.*, 10:51-58.
- Campbell, R. & Drew, M.C. 1983. Electron microscopy of gas space (aerenchyma) formation in adventitious roots of *Zea mays* L. subjected to oxygen shortage. *Planta*, 157:350-357.
- Campos, J.B. & Souza, M.C. 1997. Vegetação. In: *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. A.E.A.M. Vazzoler; A.A. Agostinho & N.S. Hahn (eds.). Eduem, Maringá. pp.331-342.
- Catharino, E.L.M. 1989. Florística de matas ciliares. In: *Simpósio sobre Mata Ciliar*. L.M. Barbosa (ed.). Fundação Cargill, Campinas. pp.61-70.

- Clemens, J.; Kirk, A.M. & Mills, P.D. 1978. The resistance to waterlogging of three *Eucalyptus* species. *Oecologia*, 34:125-131.
- Colin-Belgrand, M.; Dreyer, E. & Biron, P. 1991. Sensitivity of seedlings from different oak species to waterlogging: effects on root growth and mineral nutrition. *Ann. Sci. For.*, 48:193-204.
- Colli, S. 1998. Aspectos hormonais, anatômicos e do desenvolvimento de duas espécies de *Croton* submetidas ao alagamento. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Coutinho, L.M. & Struffaldi, Y. 1971. Observação sobre a germinação das sementes e o crescimento das plântulas de uma leguminosa da mata amazônica de igapó (*Parkia auriculata* Spruce Mss.). *Phyton*, 28:149-159.
- Coutts, M.P. 1981. Effect of waterlogging on dormant sitka spruce seedlings. *Ann. Bot.*, 47:747-753.
- Crawford, R.M.M. 1978. Metabolic adaptations to anoxia. In: *Plant life in anaerobic environments*. D.D. Hook & R.M.M. Crawford (eds.). *Ann Arbor Sci.*, Ann Arbor. pp.119-136.
- Crawford, R.M.M. 1992. Oxygen availability as an ecological limit to plant distribution. *Adv. Ecol. Res.*, 23:93-185.
- Crawford, R.M.M. & Brändle, R. 1996. Oxygen deprivation stress in a changing environment. *J. Exp. Bot.*, 47:145-159.
- Crawford, R.M.M. & Wollenweber-Ratzer, B. 1992. Influence of L-ascorbic acid on post-anoxic growth and survival of chickpea seedlings (*Cicer arietinum* L.). *J. Exp. Bot.*, 43:703-708.
- Croonquist, M.J. & Brooks, R.P. 1993. Effects of habitat disturbance on bird communities in riparian corridors. *Soil Water Conserv.*, 48:65-70.
- Cutter, E.G. 1987. Anatomia vegetal: órgãos, experimentos e interpretação. Roca, São Paulo.
- Dalessandro, G. & Roberts, L.W. 1971. Induction of xylogenesis in pith parenchyma explants of *Lactuca*. *Amer. Journ. Bot.*, 58:378-385.
- Davanso-Fabro, V.M. 1998. Tolerância à inundação: aspectos morfo-anatômicos e fisiológicos do desenvolvimento de *Tabebuia avellanedae* Lorentz ex Grisebach (Bignoniaceae). Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, PR.
- Davanso-Fabro, V.M.; Medri, M.E.; Bianchini, E. & Pimenta, J.A. 1998. Tolerância à inundação: aspectos da anatomia ecológica e do desenvolvimento de *Sesbania virgata* (CAV.) Pers. (Fabaceae). *Braz. Arch. Biol. and Technol.*, 41:475-482.
- Davies, D.D.; Kenworthy, P.; Mocquot, B. & Roberts, K. 1987. The effects of anoxia on the ultrastructure of pea roots. In: *Plant life in aquatic and amphibious habitats*. R.M.M. Crawford (ed.). Blackwell Scientific Publications, Oxford. pp.265-277.
- De Willigen, P. & Van Noordwijk, M. 1984. Mathematical models on diffusion of oxygen to and within plant roots, with special emphasis on effect of soil-root contact. *Plant Soil*, 77:233-241.
- Décamps, H; Fortuné, M.; Gazelle, F. & Pautou, G. 1988. Historical influence of man on the riparian dynamics of a fluvial landscape. *Landscape Ecol.*, 1:163-173.
- Doyle, A.T. 1990. Use a riparian and upland habitats by small mammals. *J. Mammal.*, 71:14-23.
- Drew, M.C. 1988. Effects of flooding and oxygen deficiency on plant mineral nutrition. In: *Advances in plant nutrition*, v. 3. B. Tinker & A. Läuchli (eds.). Praeger, New York. pp.115-159.
- Drew, M.C. 1991. Oxygen deficiency in the root environment and plant mineral nutrition. In: *Plant life under oxygen deprivation*. M.B. Jackson; D.D. Davies & H. Lambers (eds.). SBP Academic Publ., The Hague. pp. 303-316.
- Drew, M.C.; Jackson, M.B. & Giffard, S.C. 1979. Ethylene-promoted adventitious rooting and development of cortical air spaces (aerenchyma) in roots may be adaptive responses to flooding in *Zea mays* L. *Planta*, 147:83-88.
- Drew, M.C.; Jackson, M.B.; Giffard, S.C. & Campbell, R. 1981. Inhibition by silver ions of gas space (aerenchyma) formation in adventitious roots of *Zea mays* L. subjected to exogenous ethylene or to oxygen deficiency. *Planta*, 153:217-224.
- Drew, M.C.; Saglio, P.H. & Pradet, A. 1985. Higher adenylate energy charge and ATP/ADP ratios in aerenchymatous roots of *Zea mays* in anaerobic media as a consequence of improved internal oxygen transport. *Planta*, 165:51-58.
- Dreyer, E. 1994. Compared sensitivity of seedlings from 3 woody species (*Quercus robur* L., *Quercus rubra* L. and *Fagus sylvatica* L.) to waterlogging and associated root hypoxia: effects on water relations and photosynthesis. *Ann. Sci. For.*, 51:417-429.
- Else, M.A. & Jackson, M.B. 1998. Transport of 1-aminocyclopropane-1-carboxylic acid (ACC) in the transpiration stream of tomato (*Lycopersicon esculentum*) in relation to foliar ethylene production and petiole epinasty. *Aust. J. Plant Physiol.*, 25:453-458.
- English, P.J.; Lycett, G.W.; Roberts, J.A. & Jackson, M.B. 1995. Increased 1-aminocyclopropane-1-carboxylic acid oxidase activity in shoots of flooded tomato plants raises ethylene production to physiologically active levels. *Plant Physiol.*, 109:1435-1440.
- Ernst, W.H.O. 1990. Ecophysiology of plants in waterlogged and flooded environments. *Aquatic Bot.*, 38:73-90.
- Esau, K. 1990. Anatomia das plantas com sementes. Edgard Blücher, São Paulo.
- Esteves, F.A. 1998. Considerations on the ecology of wetlands, with emphasis on Brazilian floodplain ecosystems. In: *Ecophysiological strategies of xerophytic and amphibious plants in the neotropics*. F.R. Scarano & A.C. Franco (eds.). *Oecologia Brasiliensis*, v. IV. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro. pp.111-135.
- Ewing, K. 1996. Tolerance of four wetland plant species to flooding and sediment deposition. *Environ. Exp. Bot.*, 36:131-146.
- Fahn, A. 1982. Anatomia vegetal. Ediciones Pirámide, Madrid.
- Feldman, L.P. 1984. Regulation of root development. *Ann. Rev. Plant Physiol.*, 35:223-242.
- Fernandes, A.G. & Bezerra, P. 1990. Estudo fitogeográfico do Brasil. Stylus Comunicações, Fortaleza.
- Fetherston, K.L.; Naiman, R.J. & Bilby, R.E. 1995. Large woody debris, physical process, and riparian forest development in montane river networks of the Pacific northwest. *Geomorphology*, 13:133-144.
- Furch, B. & Otto, K.R. 1987. Characterization of light regime changes (PAR) by irradiance reflectance in two amazonian water-bodies with different physico-chemical properties. *Arch. Hydrob.*, 110:579-587.
- Gambrell, R.P.; Delaune, R.D. & Patrick Jr, W.H. 1991. Redox processes in soils following oxygen depletion. In: *Plant life under oxygen deprivation: ecology, physiology and biochemistry*. M.B. Jackson; D.D. Davies & H. Lambers (eds.). SBP Academic Publishing, The Hague. pp.101-117.
- Gottsberger, G. 1978. Seed dispersal by fish in the inundated region of Humaitá, Amazonia. *Biotropica*, 10:170-183.
- Grinieva, G.M. & Bragina, T.V. 1993. Structural and functional patterns of maize adaptation to flooding. *Russ. J. Plant Physiol.*, 40:662-667.
- Groffman, P.M.; Gold, A.J. & Simmons, R.C. 1992. Nitrate dynamics in riparian forests: microbial studies. *J. Environ. Qual.*, 21:666-671.
- Guapyassú, M.S. 1994. Caracterização fitossociológica de três fases sucessionais de uma floresta ombrófila densa submontana, Morretes-PR. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- Halliwell, B. 1984. Chloroplast metabolism. Clarendon Press, Oxford.
- Hendry, G.A.F. & Brocklebank, K.J. 1985. Iron-induced oxygen radical metabolism in waterlogged plants. *New Phytol.*, 101:199-206.
- Hocking, P.J.; Reicosky, D.C. & Meyer, W.S. 1987. Effects of intermittent waterlogging on the mineral nutrition of cotton. *Plant Soil*, 101:211-221.
- Hook, D.D. 1984. Adaptation to flooding with fresh water. In: *Flooding and plant growth*. T.T. Kozłowski (ed.). Academic Press, New York. pp.265-294.
- Hook, D.D. & Brown, C.L. 1973. Root adaptations and relative flood tolerance of five hardwood species. *For. Sci.*, 19:225-229.
- Hook, D.D. & Scholtens, J.R. 1978. Adaptations and flood tolerance of tree species. In: *Plant life in anaerobic environments*. D.D.

- Hook & R.M.M. Crawford (eds.). Ann Arbor Science, Ann Arbor. pp.299-331.
- Hung, W.T.; Lur, H.S.; Liao, C.-K. & Kao, C.H. 1994. Role of abscisic acid, ethylene and polyamines in flooding-promoted senescence of tobacco leaves. *J. Plant Physiol.*, 143:102-105.
- Jackson, M.B. 1989. Regulation of aerenchyma formation in roots and shoots by oxygen and ethylene. In: Cell separation in plants: physiology, biochemistry and molecular biology. D.J. Osborne & M.B. Jackson (eds.). Springer-Verlag, Berlin. pp.263-274.
- Jackson, M.B. & Drew, M.C. 1984. Effect of flooding on growth and metabolism of herbaceous plants. In: Flooding and plant growth. T.T. Kozłowski (ed.). Academic Press, London. pp.47-128.
- Jackson, M.B. & Hall, K.C. 1987. Early stomatal closure in waterlogged pea plants is mediated by abscisic acid in the absence of foliar water deficits. *Plant Cell Environ.*, 10:121-130.
- Jackson, M.B.; Drew, M.C. & Giffard, S.C. 1981. Effects of applying ethylene to the root system of *Zea mays* on growth and nutrient concentration in relation to flooding tolerance. *Physiol. Plant*, 52:23-28.
- Jackson, M.B.; Brailsford, R.W. & Else, M.A. 1993. Hormones and plant adaptation to poor aeration: a review. In: Adaptation of food crops to temperature and water stress. C.G. Kuo (ed.). Asian Vegetable Res. Develop. Center, Taipei. pp.231-243.
- Joly, C.A. 1982. Flooding tolerance mechanisms of some Brazilian trees. PhD Thesis, University of St. Andrews, Scotland.
- Joly, C.A. 1991. Flooding tolerance in tropical trees. In: Plant life under oxygen deprivation: ecology, physiology and biochemistry. M.B. Jackson; D.D. Davies & H. Lambers (eds.). SBP Academic Publishing, The Hague. pp:23-34.
- Joly, C.A. 1994. Flooding tolerance: a reinterpretation of Crawford's metabolic theory. *Proc. Royal Soc. Edinburgh*, 102B:343-354.
- Joly, C.A. & Crawford, R.M.M. 1982. Variation in tolerance and metabolic responses to flooding in some tropical trees. *J. Exp. Bot.*, 33:799-809.
- Joyner, M.E.B.; Schaffer, B. & Webb, P.G. 1988. Flooding tolerance and recovery of carambola trees. *HortScience*, 23:818 (Abstr.).
- Junk, W.J. 1980. Áreas inundáveis – Um desafio para a limnologia. *Acta Amaz.*, 10:775-795.
- Justin, S.H.F.W. & Armstrong, W. 1987. The anatomical characteristics of roots and plant response to soil flooding. *New Phytol.*, 106:465-495.
- Justin, S.H.F.W. & Armstrong, W. 1991. Evidence for the involvement of ethene in aerenchyma formation in adventitious roots of rice (*Oryza sativa* L.). *New Phytol.*, 118:49-62.
- Kawase, M. 1976. Ethylene accumulation in flooded plants. *Physiol. Plant.*, 36:236-241.
- Kawase, M. 1981. Anatomical and morphological adaptation of plants to waterlogging. *HortScience*, 16:30-34.
- Keller, C.M.E.; Robbins, C.S. & Hatfield, J.S. 1993. Avian communities in riparian forests of different widths in Maryland and Delaware. *Wetlands*, 13:137-144.
- Kennedy, R.A.; Rumpho, M.E. & Fox, T.C. 1992. Anaerobic metabolism in plants. *Plant Physiol.*, 100:1-6.
- Kludze, H.K.; Pezeshki, S.R. & Delaune, R.D. 1994. Evaluation of root oxygenation and growth in baldcypress in response to short-term soil hypoxia. *Can. J. For. Res.*, 24:804-809.
- Knopf, F.L. & Samson, F.B. 1994. Scale perspectives on avian diversity in western riparian ecosystems. *Conserv. Biol.*, 8:669-676.
- Kolb, R.M. 1998. Respostas metabólicas e morfo-anatômicas de sementes e plantas de *Tabebuia cassinoides* (LAM.) DC (Bignoniaceae) à hipoxia. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Kolb, R.M.; Medri, M.E.; Bianchini, E.; Pimenta, J.A.; Giloni, P.C. & Correa, G.T. 1998. Anatomia ecológica de *Sebastiania commersoniana* (Baillon) Smith & Downs (Euphorbiaceae) submetida ao alagamento. *Revta. brasil. Bot.*, 21:305-312.
- Konings, H. 1983. Formation of gas spaces (aerenchyma) in seedling roots of *Zea mays* under aerated and non-aerated conditions. In: *Wurzelökologie und ihre nutzenanwendung*. W. Böhm; L. Kutschera & E. Lichtenegger (eds.). Int. Symp. Gumpenstein, Irdning. pp.761-765.
- Kozłowski, T.T. 1984. Responses of woody plants to flooding. In: Flooding and plant growth. T.T. Kozłowski (ed.). Academic Press, New York. pp.129-163.
- Kozłowski, T.T. & Pallardy, S.G. 1984. Effect of flooding on water, carbohydrate, and mineral relations. In: Flooding and plant growth. T.T. Kozłowski (ed.). Academic Press, New York. pp.165-193.
- Kubitzki, K. & Ziburski, A. 1994. Seed dispersal in flood plain forests of Amazonia. *Biotropica*, 26:30-43.
- Kuo, C.G. & Chen, B.W. 1980. Physiological responses of tomato cultivars to flooding. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.*, 105:751-755.
- Laan, P.; Berrevoets, M.J.; Lythe, S.; Armstrong, W. & Blom, C.W.P.M. 1989. Root morphology and aerenchyma formation as indicators of the flood tolerance of *Rumex* species. *J. Ecol.*, 77:693-703.
- Laan, P.; Tosserams, M.; Blom, C.W.P.M. & Veen, B.W. 1990. Internal oxygen transport in *Rumex* species and its significance for respiration under hypoxic conditions. *Plant Soil*, 122:39-46.
- Larcher, W. 1995. Physiological plant ecology. Springer-Verlag, Berlin.
- Larson, K.D. & Schaffer, B. 1991. Flooding, leaf gas exchange, and growth of mango in containers. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.*, 116:156-160.
- Larson, K.D.; Davies, F.S. & Schaffer, B. 1991. Floodwater temperature and stem lenticel hypertrophy in *Mangifera indica* (Anacardiaceae). *Am. J. Bot.*, 78:1397-1403.
- Larson, K.D.; Schaffer, B. & Davies, F.S. 1993. Floodwater oxygen content, ethylene production and lenticel hypertrophy in flooded mango (*Mangifera indica* L.) trees. *J. Exp. Bot.*, 44:665-671.
- Larson, R.A. 1988. The antioxidants of higher plants. *Phytochem.*, 27:969-978.
- Liao, C.T. & Lin, C.H. 1994. Effect of flooding stress on photosynthetic activities of *Momordica charantia*. *Plant Physiol. Biochem.*, 32:479-485.
- Liao, C.T. & Lin, C.H. 1996. Photosynthetic responses of grafted bitter melon seedlings to flood stress. *Environ. Exp. Bot.*, 36:167-172.
- Liu, J.H. & Reid, D.M. 1992. Auxin and ethylene-stimulated adventitious rooting in relation to tissue sensitivity to auxin and ethylene production in sunflower hypocotyls. *J. Exp. Bot.*, 43:1191-1198.
- Lobo, P.C. & Joly, C.A. 1995. Mecanismos de tolerância à inundação de plantas de *Talauma ovata* St. Hill. (Magnoliaceae), uma espécie típica de matas de brejo. *Revta. brasil. Bot.* 18:177-183.
- Maack, R. 1981. Geografia física do estado do Paraná. 2ª ed. J. Olympio/Secretaria da Cultura e do Esporte do Governo do Estado do Paraná. Rio de Janeiro/Curitiba.
- Marinho Filho, J.S. & Reis, M.L. 1989. A fauna de mamíferos associada às matas de galeria. In: Simpósio sobre Mata Ciliar. L.M. Barbosa (ed.). Fundação Cargill, Campinas. pp.43-60.
- Marques, M.C.M.; Pimenta, J.A. & Colli, S. 1996. Aspectos do metabolismo e da morfologia de *Cedrela fissilis* Vell. e *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Bren. submetidas a diferentes regimes hídricos. *Arq. Biol. Tecnol.*, 39:385-392.
- Massei, M.A.S. & Válio, I.F.M. 1983. The influence of growth regulators on adventitious root initiation on stems of tomato plants. *Z. Pflanzenphysiol.*, 112:403-410.
- Mazzoni-Viveiros, S.C. & Luchi, A.E. 1989. Adaptações anatômicas. In: Simpósio sobre Mata Ciliar. L.M. Barbosa (ed.). Fundação Cargill, Campinas. pp.71-87.
- McKevlin, M.R.; Hook, D.D. & McKee Jr., W.H. 1995. Growth and nutrient use efficiency of water tupelo seedlings in flooded and well-drained soil. *Tree Physiol.*, 15:753-758.
- McNamara, S.T. & Mitchell, C.A. 1990. Adaptive stem adventitious root responses of two tomato genotypes to flooding. *HortScience*, 25:100-103.
- McPherson, D.C. 1939. Cortical air spaces in the roots of *Zea mays* L. *New Phytol.*, 38:190-202.

- Meave, J. & Kellman, M. 1994. Maintenance of rain forest diversity in riparian forest of tropical savannas: implications for species conservation during Pleistocene drought. *J. Biogeogr.*, 21:121-135.
- Medri, M.E. & Correa, M.A. 1985. Aspectos histológicos e bioquímicos de *Joannesia princeps* e *Spathodea campanulata*, crescendo em solos na capacidade de campo, encharcado e alagado. *Semina Ci. Biol./Saúde*, 6:147-154.
- Medri, M.E. & Lleras, E. 1979. Ecofisiologia de plantas da Amazônia. 2. Anatomia foliar e ecofisiologia de *Bertholletia excelsa*. Humb. & Bonpl. (castanha do Pará) Lecythidaceae. *Acta Amaz.*, 9:15-23.
- Medri, M.E. & Lleras, E. 1980. Aspectos da anatomia ecológica de folha de *Hevea brasiliensis* Müell. Arg. *Acta Amaz.*, 10:463-493.
- Medri, M.E. & Lleras, E. 1983. Quantificação e uso de caracteres anatômicos e fisiológicos de folhas na determinação de eficiência hídrica em clones de *Hevea* spp. *Acta Amaz.*, 13:261-288.
- Medri, M.E. & Martinez, M.M. 1985. Alguns aspectos da anatomia ecológica de *Persea americana* Mill (abacateiro) e interpretações fisiológico-ecológicas. *Semina Ci. Biol./Saúde*, 6:140-146.
- Medri, M.E.; Bianchini, E.; Pimenta, J.A.; Delgado, M.F.; & Correa, G.T. 1998. Aspectos morfo-anatômicos e fisiológicos de *Peltophorum dubium* (Spr.) Taub. submetido ao alagamento e aplicação de Etre. *Revta. brasil. Bot.*, 21:261-267.
- Mertes, L.A.K.; Daniel, D.L.; Melack, J.M.; Nelson, B.; Martinelli, L.A. & Forsberg, B.R. 1995. Spatial patterns of hydrology, geomorphology and vegetation of flood plain of the Amazon river in Brazil from a remote sensing perspective. *Geomorphology*, 13:215-232.
- Meybeck, M. 1987. How to establish and use world budgets of riverine materials. In: Physical and chemical weathering in geochemical cycles. A. Lerman & M. Meybeck (eds.). Reidel, (s.l.). pp.1-26.
- Monk, L.S.; Brändle, R. & Crawford, R.M.M. 1987. Catalase activity and post-anoxic injury in monocotyledonous species. *J. Exp. Bot.*, 38:233-246.
- Mukherjee, I.; Drakeford, D. & Reid, D.M. 1986. ATPase activity of sunflower root membranes as affected by flooding. *Physiol. Plant.*, 67:55-60.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403:853-858.
- Naiman, R.J. & Décamps, H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 28:621-658.
- Nash, L.J. & Graves, W.R. 1993. Drought and flood stress effects on plant development and leaf water relations of five taxa of trees native to bottomland habitats. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* 118:845-850.
- Neuman, D.S. & Smit, B.A. 1991. The influence of leaf water status and ABA on leaf growth and stomata of *Phaseolus* seedlings with hypoxic roots. *J. Exp. Bot.*, 42:1499-1506.
- Neuman, D.S.; Road, S.D. & Smit, B.A. 1990. Does cytokinin transport from root-to-shoot in the xylem sap regulate leaf responses to root hypoxia? *J. Exp. Bot.*, 41:1325-1333.
- Newsome, R.D.; Kozlowski, T.T. & Tang, Z.C. 1982. Responses of *Ulmus americana* seedlings to flooding of soil. *Can. J. Bot.*, 60:1688-1695.
- Nobel, P.S. 1983. Biophysical plant physiology and ecology. W.H. Freeman, San Francisco.
- Norby, R.J. & Kozlowski, T.T. 1983. Flooding and SO<sub>2</sub> stress interaction in *Betula papyrifera* and *B. nigra* seedlings. *For. Sci.*, 29:739-750.
- Olson, D.C.; Oetiker, J.H. & Yang, S.F. 1995. Analysis of LE-ACS3, a 1-aminocyclopropane-1-carboxylic acid synthase gene expressed during flooding in the roots of tomato plants. *J. Biol. Chem.*, 270:14056-14061.
- Osborne, D.J. & Sargent, J.A. 1976a. The positional differentiation of ethylene-responsive cells in rachis abscission zones in leaves of *Sambucus nigra* and their growth and ultrastructural changes at senescence and separation. *Planta*, 130:203-210.
- Osborne, D.J. & Sargent, J.A. 1976b. The positional differentiation of abscission zones during development of leaves of *Sambucus nigra* and the response of cells to auxin and ethylene. *Planta*, 132:197-204.
- Osonubi, O.; Fasehun, F.E. & Fasidi, I.O. 1985. The influence of soil drought and partial waterlogging on water relations of *Gmelina arborea* seedlings. *Oecologia*, 66:126-131.
- Pallas, J.E. & Kays, S.J. 1982. Inhibition of photosynthesis by ethylene: a stomatal effect. *Plant Physiol.*, 70:598-601.
- Peterjohn, W.T. & Correll, D.L. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65:1466-1475.
- Pezeshki, S.R. 1993. Differences in patterns of photosynthetic responses to hypoxia in flood-tolerant and flood-sensitive tree species. *Photosynthetica*, 28:423-430.
- Pezeshki, S.R.; Matthews, S.W. & Delaune, R.D. 1991. Root cortex structure and metabolic response of *Spartina patens* to soil redox conditions. *Environ. Exp. Bot.*, 31:91-97.
- Pezeshki, S.R.; Pardue, J.H. & Delaune, R.D. 1993. The influence of soil oxygen deficiency on alcohol dehydrogenase activity, root porosity, ethylene production and photosynthesis in *Spartina patens*. *Environ. Exp. Bot.*, 33:565-573.
- Pfister-Sieber, M. & Brändle, R. 1994. Aspects of plant behaviour under anoxia and postanoxia. *Proc. Royal Soc. Edinburgh*, 102B:313-324.
- Pimenta, J.A. 1998. Estudo populacional de *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg (Myrtaceae) no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Pimenta, J.A.; Orsi, M.M. & Medri, M.E. 1994. Aspectos morfológicos e fisiológicos de *Coleus blumei* Benth. submetido à inundação e à aplicação de etrel e cobalto. *Rev. Brasil. Biol.*, 53:427-433.
- Pimenta, J.A.; Medri, M.E.; Bianchini, E.; Müller, C.; Okamoto, J.M.; Francisconi, L.M.J. & Correa, G.T. 1996. Aspectos da morfoanatomia e fisiologia de *Jacaranda puberula* Cham. (Bignoniaceae) em condições de hipoxia. *Revta. brasil. Bot.*, 19:215-220.
- Pimenta, J.A.; Bianchini, E. & Medri, M.E. 1998. Adaptations to flooding by tropical trees: morphological and anatomical modifications. In: Ecophysiological strategies of xerophytic and amphibious plants in the neotropics. F.R. Scarano & A.C. Franco (eds). *Oecologia brasiliensis*, v. IV. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro. pp.157-176.
- Pinder, L. & Rosso, S. 1998. Classification and ordination of plant formations in the Pantanal of Brazil. *Plant Ecol.*, 136:151-165.
- Ponnamperuma, F.N. 1984. Effects of flooding on soils. In: Flooding and plant growth. T.T. Kozlowski (ed.). Academic Press, London. pp.9-45.
- Pott, A. & Pott, V.J. 1994. Plantas do Pantanal. Embrapa/CPAP, Brasília.
- Prance, G.T. 1979. Notes on the vegetation of Amazon. III. The terminology of amazonian forest types subject to inundation. *Brittonia*, 31:26-38.
- Prance, G.T. 1980. A terminologia dos tipos de florestas amazônicas sujeitas à inundação. *Acta Amaz.*, 10:495-504.
- Reid, D.M. & Bradford, K.J. 1984. Effects of flooding on hormone relations. In: Flooding and plant growth. T.T. Kozlowski (ed.). Academic Press, New York. pp:195-219.
- Reid, D.M.; Beall, F.D. & Pharis, R.P. 1991. Environmental cues in plant growth and development. In: Plant physiology. R.G.S. Bidwell (ed.). Academic Press, San Diego. pp.65-181
- Rezende, A.V. 1998. Importância das matas de galeria: manutenção e recuperação. In: Cerrado: matas de galeria. J.F. Ribeiro (ed.). Embrapa, Planaltina. pp.3-16.
- Rinne, P. 1990. Effects of various stress treatments on growth and ethylene evolution in seedlings and sprouts of *Betula pendula* Roth and *B. pubescens* Ehrh. *Scand. J. For. Res.*, 5:155-167.
- Rizzini, C.T. 1979. Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos. Hucitec/Edusp, São Paulo.
- Rogge, G.D.; Pimenta, J.A.; Bianchini, E.; Medri, M.E.; Colli, S &

- Alves, L.M.T. 1998. Metabolismo respiratório de raízes de espécies arbóreas tropicais submetidas à inundação. *Revta. brasil. Bot.*, 21:153-158.
- Saglio, P.H.; Raymond, P. & Pradet, A. 1980. Metabolic activity and energy charge of excised maize root tips under anoxia. *Plant Physiol.*, 66:1053-1057.
- Salo, J.; Kalliola, R.; Hakkinen, J.; Mäkinen, Y.; Niemela, P.; Puhakka, M. & Coley, P.D. 1986. River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. *Nature*, 322:254-258.
- Scandalios, J.G. 1993. Oxygen stress and super-oxide dismutases. *Plant Physiol.*, 101:7-12.
- Scarano, F.R. & Crawford, R.M.M. 1992. Ontogeny and the concept of anoxia-tolerance: the case of the amazonian leguminous tree *Parkia pendula*. *J. Trop. Ecol.*, 8:349-352.
- Scarano, F.R.; Ribeiro, K.T.; Moraes, L.F.D. & Lima, H.C. 1997. Plant establishment on flooded and unflooded patches of a freshwater swamp forest in southeastern Brazil. *J. Trop. Ecol.*, 14:793-803.
- Schaffer, B.; Andersen, P.C. & Ploetz, R.C. 1992. Responses of fruit crops to flooding. In: *Horticultural reviews*, v. 13. J. Janick (ed.). Wiley Intersc. Public., New York. pp.257-313.
- Schlüter, U.B.; Furch, B. & Joly, C.A. 1993. Physiological and anatomical adaptations by young *Astrocaryum jauari* Mart. (Arecaceae) in periodically inundated biotopes of central Amazonia. *Biotropica*, 25:384-396.
- Sena-Gomes, A.R. & Kozłowski, T.T. 1980. Growth responses and adaptations of *Fraxinus pennsylvanica* seedlings to flooding. *Plant Physiol.*, 66:267-271.
- Sena-Gomes, A.R. & Kozłowski, T.T. 1988. Physiological and growth responses to flooding of seedlings of *Hevea brasiliensis*. *Biotropica*, 20:286-293.
- Smirnoff, N. & Crawford, R.M.M. 1983. Variation in the structure and response to flooding of root aerenchyma in some wetland plants. *Ann. Bot.*, 51:237-249.
- Soares, P.C. & Landim, P.M.B. 1976. Depósitos cenozóicos na região Centro-Sul do Brasil. *Notícia Geomorf.*, 16:17-39.
- Souza, M.C.; Cislinski, J. & Romagnolo, M.B. 1997. Levantamento florístico. In: *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. A.E.A.M. Vazzoler; A.A. Agostinho & N.S.Hahn (eds.). Eduem, Maringá. pp.343-368.
- Souza-Filho, E.E. & Stevaux, J.C. 1997. Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Curutuba, Ivinheima. In: *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. A.E.A.M. Vazzoler; A.A. Agostinho & N.S.Hahn (eds.). Eduem, Maringá. pp.3-46.
- Steege, H.T. 1994. Flooding and drought tolerance in seeds and seedlings of two *Mora* species segregated along a soil hydrological gradient in the tropical rain forest of Guyana. *Oecologia*, 100:356-367.
- Summers, J.E. & Jackson, M.B. 1994. Anaerobic conditions strongly promote extension by stems of overwintering tubers of *Potamogeton pectinatus* L. *J. Exp. Bot.*, 45:1309-1318.
- Taiz, L. & Zeiger, E. 1998. *Plant physiology*. 2<sup>nd</sup> ed. Sinauer Assoc., Sunderland.
- Tang, Z.C. & Kozłowski, T.T. 1982a. Some physiological and growth responses of *Betula papyrifera* seedlings to flooding. *Physiol. Plant.*, 55:415-420.
- Tang, Z.C. & Kozłowski, T.T. 1982b. Some physiological and morphological responses of *Quercus macrocarpa* seedlings to flooding. *Can. J. For. Res.*, 10:308-311.
- Tang, Z.C. & Kozłowski, T.T. 1982c. Physiological, morphological, and growth responses of *Platanus occidentalis* seedlings to flooding. *Plant Soil*, 66:243-255.
- Tang, Z.C. & Kozłowski, T.T. 1984. Water relations, ethylene production, and morphological adaptation of *Fraxinus pennsylvanica* seedlings to flooding. *Plant Soil*, 77:183-192.
- Topa, M.A. & McLeod, K.W. 1986. Aerenchyma and lenticel formation in pine seedlings: a possible avoidance mechanism to anaerobic growth conditions. *Physiol. Plant.*, 68:540-550.
- Topa, M.A. & McLeod, K.W. 1987. Promotion of aerenchyma formation in *Pinus serotina* seedlings by ethylene. *Can. J. For. Res.*, 18:276-280.
- Tripepi, R.R. & Mitchell, C.A. 1984. Metabolic response of river birch an european birch roots to hypoxia. *Plant Physiol.*, 76:31-35.
- Troppmaier, H.; Camargo, J.C.G. & Ferreira Pinto, S.A. 1970. Contribuição ao estudo fitogeográfico e ecológico da vegetação ciliar do alto e médio rio Corumbataí (SP). *Ciências da Terra*, 5:19-24.
- Tsukahara, H. & Kozłowski, T.T. 1985. Importance of adventitious roots to growth of flooded *Platanus occidentalis* seedlings. *Plant Soil*, 88:123-132.
- Tundisi, J.G. 1994. Tropical South America: present and perspectives. In: *Limnology now: a paradigm of planetary problems*. R. Margalef (ed.). Elsevier, Amsterdam. pp.353-424.
- Vartapetian, B.B. 1993. Plant physiological responses to anoxia. *Int. Crop Sci.*, 1:721-726.
- Vartapetian, B.B. & Jackson, M.B. 1997. Plant adaptations to anaerobic stress. *Ann. Bot.*, 79:3-20.
- Visser, E.J.W.; Heijink, C.J.; Van Hout, K.J.G.M.; Voesenek, L.A.C.J.; Barendse, G.W.M. & Blom, C.W.P.M. 1995. Regulatory role of auxin in adventitious root formation in two species of *Rumex*, differing in their sensitivity to waterlogging. *Physiol. Plant.*, 93:116-122.
- Visser, E.J.W.; Nabben, R.H.M.; Blom, C.W.P.M. & Voesenek, L.A.C.J. 1997. Elongation by primary lateral roots and adventitious roots during conditions of hypoxia and high ethylene concentration. *Plant Cell Environ.*, 20:647-653.
- Wample, R.L. & Reid, D.M. 1979. The role of endogenous auxins and ethylene in the formation of adventitious roots and hypocotyl hypertrophy in flooded sunflower plants (*Helianthus annuus* L.). *Physiol. Plant.*, 45:219-226.
- Wareing, P.F. & Phillips, I.D.J. 1981. *Growth and differentiation in plants*. 3<sup>rd</sup> ed. Pergamon Press, Oxford.
- Will, R.E.; Seiler, J.R.; Feret, P.P. & Aust, W.M. 1995. Effects of rhizosphere inundation on the growth and physiology of wet and dry-site *Acer rubrum* (red maple) populations. *Am. Midl. Nat.*, 134:127-139.
- Williams, W.T. & Barber, D.A. 1961. The functional significance of aerenchyma in plants. *Symp. Soc. exp. Biol.*, 15:132-154.
- Yamamoto, F. 1992. Effects of depth of flooding on growth and anatomy of stems and knee roots of *Taxodium distichum*. *IAWA Bull.*, 13:93-104.
- Yamamoto, F. & Kozłowski, T.T. 1987. Regulation by auxin and ethylene of responses of *Acer negundo* seedlings to flooding of soil. *Environ. Exp. Bot.*, 27:329-340.
- Yamamoto, F.; Sakata, T. & Terazawa, K. 1995a. Growth, morphology, stem anatomy, and ethylene production in flooded *Alnus japonica* seedlings. *IAWA J.*, 16:47-59.
- Yamamoto, F.; Sakata, T. & Terazawa, K. 1995b. Physiological, morphological and anatomical responses of *Fraxinus mandshurica* seedlings to flooding. *Tree Physiol.*, 15:713-719.
- Youssef, T. & Saenger, P. 1996. Anatomical adaptative strategies to flooding and rhizosphere oxidation in mangrove seedlings. *Aust. J. Bot.*, 44:297-313.
- Yu, Y.B. & Yang, S.F. 1979. Auxin-induced ethylene production and its inhibition by aminoethoxyvinylglycine and cobalt ion. *Plant. Physiol.*, 64:1074-1077.
- Zhang, J. & Davies, W.J. 1986. Chemical and hydraulic influences on the stomata of flooded plants. *J. Exp. Bot.*, 37:1479-1491.

## Micorrizas arbusculares em espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi

Waldemar Zangaro e Galdino Andrade

**ABSTRACT** – (Arbuscular mycorrhizal in native tree species of the Tibagi River Basin) Seedlings from 80 native woody species belonging to different successional groups in the Tibagi River Basin, Paraná State, south Brazil were studied to obtain information on the importance of colonization by native arbuscular mycorrhizal (AM) fungi. The experiment was carried out in a greenhouse for 15 to 45 weeks, with soil-mix treatments and four successional groups. The mycorrhizal dependency was 96.4; 82.6; 20.5 and 10.7% of the pioneer, early secondary, late secondary and climax species, respectively. The content of P, Ca and K (ratio between inoc/n-inoc) was 11.9; 5.2; 1.5 and 1.1 in the leaves of the pioneer, early secondary, late secondary and climax species, respectively. The colonization by AM fungi in the field was studied in seedlings of 49 native woody species collected in the interior of the forest of Mata dos Godoy State Park, and in an open area at the beginning of arboreal succession. The mycorrhizal colonization in the field was 55; 40.4; 7.2 and 3.1% for the pioneer, early secondary, late secondary and climax species, respectively. To assess the mycorrhizal inoculum potential, rhizosphere soil was collected in the interior of the forest, a gap in the same forest and in a cleared area abandoned for natural recuperation. The inoculum potentials and the spore number in the area at the beginning of succession were 5.6 and 53.4 times greater than in the interior of the forest. The results shows that the initial growth of the woody species which take part in the initial phases of succession may be more dependent on the AM fungi in soils poor in minerals, while those which make up the final succession phases may be less dependent. The potential of the AM fungi inoculum decreases throughout the successional process and there is a relation between the inoculum potential found in the field and the occurrence for the different habitats of the species of adult plants belonging to different successional groups.

Key words – Arbuscular mycorrhizal fungi, habitat preference, inoculum potential, minerals, mycorrhizal symbiosis, native woody species, seed weight, soil dilution, successional groups, tropical forest, Tibagi River Basin.

### INTRODUÇÃO

Fertilidade do solo, umidade, temperatura e atividade microbiana influenciam na sobrevivência, no estabelecimento e no crescimento das plantas (Perry *et al.*, 1987). A comunidade microbiana do solo é composta por um complexo de espécies que atuam nos processos biogeoquímicos e é fundamental para a formação do solo e para o crescimento das plantas (Miller & Jastrow, 1994).

Micorrizas são formadas por associações mutualistas entre raízes e certos fungos do solo, que ocorrem na maioria das espécies vegetais superiores (Sieverding, 1991; Fischer *et al.*, 1994) e são o resultado evolutivo do alto grau de especialização nutricional dos fungos sapróbios, que passaram pelo necrotrofismo e atingiram

o biotrofismo obrigatório (Siqueira & Franco, 1988). Segundo Malloch *et al.* (1980), a colonização da Terra e a evolução das plantas somente foram possíveis a partir do estabelecimento de associações simbióticas entre algas ancestrais semi-aquáticas e fungos aquáticos, sendo as plantas terrestres o produto dessa antiga e prolongada associação. Foram encontrados vesículas e esporos de fungos Zygomycetes em rizomas de *Rhynia*, *Aglaophyton* e *Asteroxylon*, que estão entre os mais antigos ancestrais vasculares (Simon, *et al.*, 1993; Newsham *et al.*, 1995; Kenrick & Crane, 1997). Provavelmente, essas plantas, com pequeno desenvolvimento do sistema de “raízes”, foram auxiliadas pelos fungos do solo na captura de nutrientes (Malloch *et al.*, 1980). Baseadas em dados de seqüência molecular, as mais recentes estimativas colocam a origem das micorrizas



entre 353 e 462 milhões de anos atrás, o que é coincidente com a origem das plantas terrestres, sugerindo que os fungos simbiotes atuaram como instrumento facilitador da colonização terrestre pelas plantas ancestrais (Malloch *et al.*, 1980; Simon *et al.*, 1993; Simon, 1996).

Os tipos de micorriza (ectomicorrizas, ectendomicorrizas e endomicorrizas) são agrupados com base nas características morfo-anatômicas das raízes colonizadas (Siqueira & Franco, 1988; Allen & Allen, 1990). Alguns dos principais componentes da comunidade microbiana do solo são os fungos que formam associações simbióticas com as raízes de muitas plantas e que são amplamente distribuídos nos mais diversos ambientes terrestres (Pfleger *et al.*, 1994; Miller *et al.*, 1994). Esses fungos, conhecidos como micorrizas arbusculares (MA), são os mais abundantes das endomicorrizas e de qualquer outro grupo de micorrizas (Allen & Allen, 1990; Simon *et al.*, 1993). Eles formam estruturas no interior das raízes, denominadas de vesículas, que estocam carbono (C) e podem servir de propágulos. Também formam estruturas no interior das células corticais das raízes, denominadas de arbúsculos, que são os principais sítios de troca de nutrientes minerais e carboidratos entre o fungo e a planta (Abbott & Robson, 1991; Sieverding, 1991; Newsham *et al.*, 1995). A taxonomia desses fungos tem sido baseada na gênese e na morfologia dos esporos produzidos nos arredores e/ou dentro das raízes colonizadas (Morton, 1990).

A simbiose entre as micorrizas arbusculares e as plantas hospedeiras desenvolve-se após o sucesso das interações entre elas. Sinais químicos emitidos pela planta hospedeira, pelo fungo ou por ambos, atuam como um gatilho para o reconhecimento e o início da colonização das raízes pelas hifas das MA (Anderson, 1988; Piché *et al.*, 1994). Diferentes moléculas contidas nos exudatos da raiz podem atuar na comunicação entre hospedeiro e MA, e compostos fenólicos podem estar envolvidos no crescimento do fungo e no reconhecimento do hospedeiro (Giovannetti *et al.*, 1993; 1996). Não existe caso de especificidade onde uma espécie ou linhagem de MA seja restrita a uma única espécie ou cultivar de hospedeiro (Harley & Smith, 1984). Devido à falta de especificidade dos hospedeiros pelas MA, os genes para a compatibilidade presumivelmente são homólogos entre os genótipos de plantas e fungos, estando os genes envolvidos no reconhecimento planta-fungo, na infecção fúngica, na reação da planta e, principalmente, na morfologia e na função da associação micorrízica para a troca de carbono-minerais (Graham & Eissenstat, 1994).

As MA não têm capacidade para sobreviver como decompositores nem para viver livremente em competição com saprófitas do solo, sendo nutricionalmente dependentes dos fotossintatos produzidos pelas plantas

hospedeiras (Harley & Smith, 1984). São organismos mutualistas que, em troca dos compostos carbônicos da planta, proporcionam aumento na absorção de água e de nutrientes para o hospedeiro (Janos, 1983; Harley & Smith, 1984; Allen & Allen, 1990; Sanders *et al.*, 1996), pois funcionam como uma extensão do sistema de raízes deste último, aumentando a eficiência com a qual o volume do solo é explorado (Thomson *et al.*, 1990). Pankow *et al.* (1991) estimaram que as raízes colonizadas por fungos micorrízicos, comparadas às de plantas não colonizadas, podem obter um aumento de dez vezes a superfície de absorção e de mil vezes o comprimento das raízes.

A rede de hifas das MA, externa à raiz da planta, apresenta importante função na absorção de nutrientes, especialmente para os íons que são pouco móveis na solução do solo como o P (fósforo), pois as hifas são muito eficientes em obter P do solo que esteja situado além da zona de esgotamento ao redor das raízes (Sanders & Tinker, 1971; Siqueira & Franco, 1988; Miller & Jastrow, 1994; Jakobsen, 1995). A obtenção de P é facilitada pelas hifas de pequeno diâmetro, que são as mais adequadas para absorvê-lo dos microporos do solo, nos quais os pêlos absorventes não têm acesso (Jakobsen, 1995).

As MA fazem simbiose com grande número de espécies de plantas, incluindo as herbáceas e as arbóreas (Read, 1991; Janos, 1996; Newsham *et al.*, 1995; Sanders *et al.*, 1996), o que contribui para o estabelecimento, o crescimento e a sobrevivência das plantas nas quais a simbiose ocorre, devido à redução do estresse associado a fatores como nutrição, disponibilidade de água, estrutura do solo, aeração, pH, patógenos e matéria orgânica (Janos, 1983, 1996; Sylvia & Williams, 1992). Dessa forma, aumentam a taxa fotossintética e a longevidade das raízes (Linderman, 1988).

Redhead (1980) observou que, em 51 espécies de plantas nativas em uma floresta tropical da Nigéria, 44 tinham MA, três apresentavam ectomicorrizas e quatro não apresentavam a simbiose. Em um estudo na floresta tropical no Sri Lanka, Alwis & Abeynayake (1980) verificaram que 59 espécies arbóreas, num total de 63, eram colonizadas pelas MA. Em experimento conduzido em casa de vegetação, Janos (1980a) observou que, de 28 espécies arbóreas da floresta tropical da Costa Rica, somente uma não apresentou colonização pelas MA e 23 apresentaram respostas positivas à inoculação. Zangaro (1997) verificou que, de 43 espécies arbóreas da bacia do rio Tibagi, 11 espécies pertencentes às fases finais da sucessão não foram beneficiadas pela inoculação com MA e duas não apresentaram colonização micorrízica. Siqueira *et al.* (1998), trabalhando com 26 espécies arbóreas nativas de floresta do Sudeste do Brasil, verificaram que apenas três não apresentaram respostas à inoculação com MA. E, segundo Allen (1996), MA podem ser encontradas em algumas plantas

aquáticas, em *Typha*, em Proteaceae, em plantas parasitas, em epífitas de ilhas vulcânicas recentes, em plantas de desertos extremos e em plantas dos pólos.

Neste capítulo são apresentados informações da literatura e resultados experimentais de inoculação com MA envolvendo 80 espécies arbóreas nativas de diferentes grupos ecológicos, a colonização micorrízica de 49 espécies no campo e o potencial de inóculo do solo de três diferentes áreas. São abordadas, também, questões que implicam na relação dos fungos micorrízicos arbusculares com as espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi, sua contribuição no desenvolvimento das espécies arbóreas, sua relação com a sucessão vegetal, a importância dos fungos simbiotes na recuperação de áreas degradadas e sua utilização como inoculante em viveiro florestal.

### EFEITO DAS MICORRIZAS NO CRESCIMENTO DAS PLANTAS

A colonização das raízes das plantas pelas MA provoca efeitos positivos no desempenho da planta hospedeira, que são atribuídos ao aumento na absorção de macro e micronutrientes do solo, especialmente o P (Read, 1991; Goodwin, 1992), principalmente quando este for limitante (Sanders *et al.*, 1995). Micorrizas arbusculares podem suprir a planta colonizada porque possibilitam aumento na absorção de P (Newsham *et al.*, 1995), devido à grande capacidade que o micélio externo tem em absorver o P disponível do solo (Sanders & Tinker, 1971; Janos, 1983; Gianinazzi-Pearson & Gianinazzi, 1983). A colonização micorrízica é grandemente afetada pela nutrição de P pelo hospedeiro, sendo que plantas que crescem em solos com baixa disponibilidade e que têm deficiência desse mineral nos tecidos são mais rapidamente colonizadas do que plantas que crescem em solos com alta disponibilidade de P (Habte & Manjunath, 1987; Read, 1991; Graham & Eissenstat, 1994).

O efeito benéfico da inoculação com MA nas plantas hospedeiras conduz ao aumento na absorção de P, aumentando seu conteúdo na raiz e na parte aérea, o que reflete no aumento da biomassa vegetal (Habte & Manjunath, 1987; Dighton, 1991). Mullen & Schmidt (1993) demonstraram que a concentração de P nos tecidos de *Ranunculus adoneus* foi proporcional à colonização das raízes por MA. Cooperband *et al.* (1994) observaram que, devido à inoculação com MA, o conteúdo de P aumentou duas vezes e meia nas folhas de *Paspalum conjugatum* e nove vezes nas folhas da leguminosa arbórea *Erythrina berteroana*, quando comparadas com plantas não inoculadas. Siqueira *et al.* (1994) observaram que o aumento no crescimento de plântulas de café inoculadas com *Gigaspora margarita* foi acompanhado de elevação nos teores de P e K na parte aérea. Merryweather & Fitter (1996) demonstraram que em

*Hyacinthoides non-scripta*, espécie de planta dependente de MA, o uso do fungicida benomyl reduziu a colonização das raízes, contribuindo para a redução da concentração de P nos tecidos da planta. Siqueira *et al.* (1998) observaram que a inoculação aumentou o conteúdo de P, K, Ca, Mg e S na parte aérea das espécies arbóreas dos estádios iniciais da sucessão das florestas do Sudeste do Brasil. E, de acordo com Zangaro *et al.* (2000), a inoculação com MA elevou o conteúdo de P, K e Ca na folha, aumentando a massa seca das raízes e da parte aérea, especialmente nas espécies de plantas arbóreas nativas que participam do estágio inicial da sucessão em florestas da bacia do rio Tibagi.

Nos trópicos, a baixa fertilidade do solo e a limitada disponibilidade de P proporcionam a formação da associação micorrízica, que é essencial para uma grande variedade de espécies de plantas (Janos, 1983, 1987; Newsham *et al.*, 1995). As micorrizas podem aumentar grandemente o fornecimento de P para as plantas, podendo ser a chave para a manutenção da produtividade nos solos dos trópicos (Sieverding, 1991; Cooperband *et al.*, 1994; Janos, 1996). Em solos com alta capacidade de adsorção de P, a concentração deste na solução do solo será baixa e a difusão para as raízes será reduzida. É nesse tipo de solo que os grandes benefícios serão obtidos pelas plantas associadas com MA (Abbott & Robson, 1984; Thomson *et al.*, 1990). As espécies de plantas podem diferir no requerimento externo para o P devido às diferenças em suas taxas de crescimento máximo, na capacidade para absorção de P e na utilização deste no interior da planta (Barrow, 1977; Koide, 1991).

Segundo Cooper & Tinker (1978), o transporte de P pelas MA faz parte de uma rede de movimentos do P do solo para a planta, que é resultado de três processos: absorção do P do solo pelas hifas, translocação através delas e transferência através da interface fungo-planta. O P provavelmente é translocado pelas hifas na forma de polifosfato; e a transferência do P inorgânico para a planta ocorre na interface simbiótica, havendo, em seguida, absorção pela célula da planta (Siqueira & Franco, 1988; Jakobsen, 1995).

Espécies e linhagens de MA diferem na extensão pela qual aumentam a absorção de nutrientes e o crescimento de uma planta (Sieverding, 1991; Pearson & Jakobsen, 1993; Safir, 1994; Jakobsen, 1995), e esses efeitos também diferem de acordo com a espécie de planta (Sanders *et al.*, 1996). Determinadas espécies de MA podem ser mais efetivas para aumentar o crescimento da planta em solo deficiente de P (Miller *et al.*, 1994).

Para compensar a transferência de nutrientes minerais para as plantas, os fungos simbiotes obtêm C da planta hospedeira, que é utilizado para seu crescimento (Paul & Kucey, 1981). Os carboidratos do hospedeiro concentram-se nas células do córtex, região em que

ocorre a formação dos arbúsculos, sendo este o principal sítio de transferência de C do hospedeiro para o fungo (Gianinazzi-Pearson *et al.*, 1991). O C passa através da interface fungo-planta, onde os carboidratos, predominantemente a sacarose, são perdidos da célula do hospedeiro, hidrolizados na interface apoplástica por invertases, havendo, então, absorção ativa das hexoses pelos fungos (Siqueira & Franco, 1988; Patrick, 1989; Jakobsen, 1995). O conteúdo de fosfolipídios das células das raízes regula a simbiose via fuga de C pela membrana, para suportar a atividade do fungo (Graham & Eissenstat, 1994).

As micorrizas podem auxiliar as plantas no aumento da tolerância a estresses. A resistência à seca é aumentada (Smith & Read, 1997) e as plantas podem ser protegidas contra alguns patógenos das raízes, como nematóides do solo e fungos que causam podridão (Newsham *et al.*, 1995). A colonização por MA também influencia outros microorganismos da rizosfera que são promotores de crescimento das plantas. A produção de nódulos e a fixação do N<sub>2</sub> pelo *Rhizobium* são aumentadas na presença das MA, e as mudanças na micorrizosfera podem influenciar a disponibilidade dos nutrientes do solo (Linderman, 1988), refletindo na melhoria nutricional e no crescimento das plantas micotróficas.

As hifas das micorrizas arbusculares participam da formação do emaranhado físico das partículas do solo e auxiliam na formação de agregados relativamente estáveis. Elas estão envolvidas com a maior exploração do solo, com a retenção dos íons e com a criação de um sistema de agregados que atuam como um controle para aumentar a mineralização da matéria orgânica nos solos (Miller & Jastrow, 1992; 1994), auxiliando no aumento da aeração e na permeabilidade da água e criando um sistema que reduz a erosão e a perda de nutrientes por lixiviação (Pankow *et al.*, 1991).

### DEPENDÊNCIA MICORRÍZICA DAS PLANTAS

A formação de micorrizas e seus benefícios variam muito entre as espécies de plantas (Trappe, 1987). O grau de dependência de uma espécie de planta aos fungos micorrízicos, em determinado nível de fertilidade do solo, foi definido por Gerdemann (1975) como dependência micorrízica. De acordo com estudos de Reeves (1985) e Siqueira & Franco (1988), as plantas podem ser agrupadas, quanto à dependência micorrízica, em *micotróficas obrigatórias* (aquelas que dependem da simbiose para absorção dos nutrientes do solo e para a sobrevivência, têm crescimento extremamente reduzido na ausência do fungo e, na sua presença, são muito responsivas, exibindo altas taxas de colonização, sendo também muito beneficiadas pela simbiose, independentemente do nível de P no substrato — incluem-se aí as plantas com predominância de raízes curtas, grossas, pouco desenvolvidas e

com poucos pêlos absorventes), *micotróficas facultativas* (aquelas que podem crescer na ausência do micobionte, são menos responsivas na presença do inóculo, são beneficiadas pela simbiose em condições muito estressantes — como baixos níveis de P — e apresentam baixas taxas de colonização micorrízica em altos níveis de P; possuem raízes finas, abundantes pêlos absorventes e sistema de raízes desenvolvido e eficiente na absorção de água e nutrientes do solo) e *não-micotróficas* (aquelas que não dependem e não se beneficiam da associação, apresentando baixa ou nenhuma colonização; geralmente têm raízes finas e muito ramificadas, além de numerosos pêlos absorventes).

Segundo Janos (1980b; 1985; 1996), as espécies micotróficas facultativas podem atingir a maturidade reprodutiva na ausência de MA e suprimem a formação de micorrizas em solos férteis, evitando o custo de C para sustentar os fungos que não são necessários. Por outro lado, podem apresentar grande quantidade de colonização quando estão em solos de baixa fertilidade. As espécies micotróficas obrigatórias podem sobreviver e atingir a maturidade reprodutiva na ausência da associação micorrízica em níveis de fertilidade encontrados em seu hábitat natural. Essas espécies crescem sem MA somente quando intensamente fertilizadas. Em solos de alta fertilidade, as espécies micotróficas facultativas podem apresentar altas taxas de crescimento em relação às micotróficas obrigatórias, e devem ser melhor competidoras em solos férteis do que as obrigatórias.

Muitos fatores podem contribuir para a independência das plantas à associação micorrízica. Por exemplo, plantas que apresentam grande densidade de raízes tornam as hifas micorrízicas desnecessárias como órgão de captura de P (Sanders *et al.*, 1995). Segundo Janos (1983; 1987; 1996), as espécies micotróficas facultativas têm raízes mais profundas, com grande biomassa e elevada razão raiz/parte aérea, ou apresentam baixo requerimento de minerais em relação às micotróficas obrigatórias. Já as não-micotróficas rejeitam a associação porque esta é incompatível com sua fisiologia; são independentes das micorrizas até em solos de baixa fertilidade; apresentam alta eficiência das raízes em absorver nutrientes minerais; apresentam raízes altamente ramificadas, com radículas de pequeno diâmetro final (St. John & Coleman, 1983), ou são capazes de excretar suficiente quantidade de ácidos orgânicos que solubilizam os nutrientes (Janos, 1983; 1996).

As espécies pioneiras ruderais são mais frequentemente não-micotróficas do que as espécies perenes, e a evolução para a estratégia ruderal nas plantas está relacionada com a redução na dependência micorrízica (Trappe, 1987). Muitas espécies das famílias Aizoaceae, Amarantaceae, Brassicaceae, Caryophyllaceae, Comeliaceae, Chenopodiaceae, Cyperaceae, Fumariaceae, Juncaceae, Nyctaginaceae, Phytolacaceae, Polygonaceae, Portulacaceae e Urticaceae normalmente não formam

associação micorrízica (Gerdemann, 1975). Existem várias hipóteses que procuram explicar o porquê de existirem plantas não-micotróficas, dentre as quais se destacam: a) a exudação da raiz fornece o C necessário para a manutenção da associação simbiótica entre as raízes das plantas e as MA, e muitas espécies vegetais que apresentam pouca ou nenhuma colonização micorrízica e que não são beneficiadas pela simbiose possuem baixas taxas de perda de fotossintatos através da exudação da raiz (Schwab *et al.*, 1984); b) as espécies de plantas não-micotróficas não apresentam sinais químicos adequados, que são necessários para estimular a colonização pelas MA (Schreiner & Koide, 1993); c) as espécies não-hospedeiras podem ter baixo requerimento mineral ou outras adaptações para absorção de minerais que são efetivas em solos inférteis e com ausência de MA (Janos, 1980b; Schwab *et al.*, 1984); d) a colonização micorrízica é reduzida devido à alta disponibilidade de P no solo e o conseqüente acúmulo desse mineral na parte aérea (Siqueira & Franco, 1988); e) a formação micorrízica é inibida pela presença de compostos tóxicos ou fungistáticos nos tecidos das raízes ou nos exudatos (Allen *et al.*, 1989; Abbott & Robson, 1991; Parra-Garcia *et al.*, 1992) — membros das Brassicaceae produzem significativas quantidades de compostos antifúngicos nas raízes, que são derivados dos glucosinolatos e estão envolvidos na resistência à colonização pelas MA (Schreiner & Koide, 1993); f) essas plantas apresentam aumento de compostos fenólicos nas células corticais, formando uma barreira física contra a infecção (Anderson, 1988; Giovannetti *et al.*, 1994).

Após a maturidade, as plantas micotróficas obrigatórias podem se tornar independentes dos fungos micorrízicos, porque a demanda de nutrientes é reduzida (Janos, 1980b; Miller, 1987). A resposta das plantas em presença de MA diminui com o aumento da concentração de P na solução do solo, e uma espécie de planta que apresenta certo grau de resposta em um solo poderá ter comportamento diferente em outro, dependendo da disponibilidade de P (Habte & Manjunath, 1987).

Janos (1980b; 1983; 1996) afirmou que muitas espécies pioneiras que são rápidas colonizadoras, como gramíneas, pequenas Compositae e Rubiaceae, algumas Melastomataceae, Moraceae, além de *Carica papaya* e espécies de *Cecropia* e *Trema*, embora micotróficas não necessitam de micorrizas para crescer em seu hábitat natural.

#### MICORRIZAS ARBUSCULARES EM ESPÉCIES ARBÓREAS DA BACIA DO RIO TIBAGI

Para verificar a influência de MA no crescimento inicial de árvores, 80 espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi foram cultivadas em mistura de areia (15%) e latossolo roxo retirado do subsolo (85%), previamente

desinfestada com brometo de metila. A mistura apresentou pH 5,1, C (1,9 g 100g<sup>-1</sup>), P (1,8 mg kg<sup>-1</sup>), Al (0,08 meq 100 mL<sup>-1</sup>), Ca (5,47 meq 100 mL<sup>-1</sup>), Mg (2,46 meq 100 mL<sup>-1</sup>) e K (0,61 meq 100 mL<sup>-1</sup>). Em cada saco de cultivo foram adicionados 100 mL do filtrado do solo isento de propágulos de MA (Abbott & Robson, 1984; Sieverding, 1991). Cerca de 350 esporos de uma mistura de fungos micorrízicos arbusculares indígenas foram adicionados no orifício central de cada saco de cultivo, totalizando dez sacos por espécie, cada um com capacidade de 2 kg. Outros dez sacos não receberam esporos, sendo o grupo-controle. Procedeu-se à repicagem das plântulas entre seis e 15 dias após a emergência da parte aérea. Devido à longa persistência dos cotilédones e ao lento crescimento de *Syagrus romanzoffiana*, *Strichinus brasiliensis*, *Aspidosperma polyneuron*, *Trichilia elegans*, *Trichilia clausenii* e *Euterpe edulis*, cinco sacos inoculados e seus controles foram mantidos por 45 semanas, com o objetivo de avaliar a influência dos cotilédones no crescimento e na colonização e dependência micorrízica dessas espécies. Os sacos foram distribuídos aleatoriamente na casa de vegetação e o solo foi mantido bem drenado durante a realização do experimento.

As espécies estudadas, o estado micotrófico individual e seus respectivos grupos sucessionais, de acordo com estudos realizados por Ferretti *et al.* (1995), Gandolfi *et al.* (1995), Kageyama (1992), Leitão-Filho (1993), Salis *et al.* (1994) e J.M.D. Torezan (inf. pess.), estão apresentados em apêndice. Os grupos sucessionais foram representados por 16 espécies de pioneiras, 20 de secundárias iniciais, 29 de secundárias tardias e 15 de clímaxes. Em função das respostas à inoculação e do tempo para atingir o máximo desenvolvimento na casa de vegetação, as plântulas das espécies pioneiras permaneceram crescendo, em média, por 16,8 semanas, as secundárias iniciais por 19,3 semanas, as secundárias tardias por 21,2 semanas e as clímaxes por 25,8 semanas. Nas figuras 1-4 estão as respostas à inoculação que algumas das espécies estudadas apresentaram.

O crescimento em altura das plântulas inoculadas dividido pelo das não inoculadas com MA apresentou diminuição com o avanço dos grupos sucessionais (fig. 5). Para obtenção da massa seca, as raízes e a parte aérea foram separadas e colocadas em estufa a 65°C até peso constante. A razão de produção de massa seca da parte aérea e da raiz (inoc/n-inoc) diminuiu (fig. 6) e a razão raiz/parte aérea aumentou (fig. 7) nos grupos ecológicos dos estádios finais de sucessão. Isso indica que as MA influenciam na relação da massa da raiz com a da parte aérea das espécies pertencentes aos diferentes grupos sucessionais. Os resultados demonstram que a presença de MA nas espécies arbóreas pioneiras e secundárias iniciais é de grande importância para o desenvolvimento das suas raízes e para o aumento da fixação do C pela parte aérea (baixa razão raiz/parte



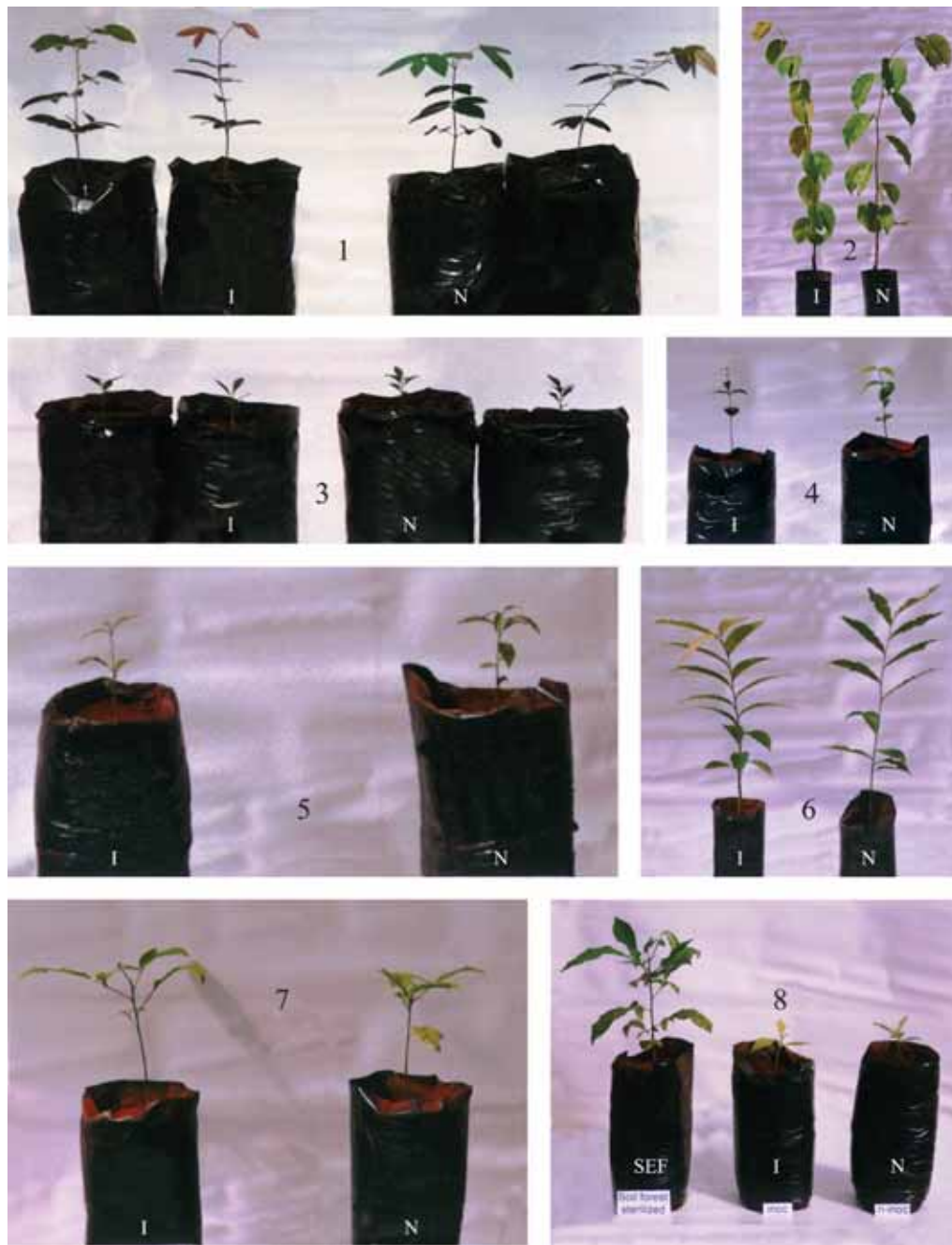
**Figura 1.** Espécies arbóreas pioneiras inoculadas (I) e não inoculadas (N) com fungos micorrízicos arbusculares: 1 - *Cecropia pachystachya*; 2 - *Cecropia glaziovii*; 3 - *Senna macranthera*; 4 - *Aegiphila sellowiana*; 5 - *Piptocarpha axillaris*; 6 - *Citharexylum myrianthum*; 7 - *Cestrum intermedium*; 8 - *Mimosa scabrella*; 9 - *Xylosma pseudosalzmannii*; 10 - *Croton urucurana*; 11 - *Xylosma ciliatifolium*; 12 - *Tabernaemontana australis*. (Fotos: W. Zangaro)



**Figura 2.** Espécies arbóreas secundárias iniciais inoculadas (I) e não inoculadas (N) com fungos micorrízicos arbusculares: 1 - *Sebastiania commersoniana*; 2 - *Heliocarpus americanus*; 3 - *Luehea divaricata*; 4 - *Tabebuia chysotricha*; 5 - *Cordia trichotoma*; 6 - *Casearia sylvestris*; 7 - *Bastardiopsis densiflora*; 8 - *Albizia hasslerii*; 9 - *Guazuma ulmifolia*; 10 - *Anadenanthera colubrina*; 11 - *Lafoensia pacari*; 12 - *Eugenia uniflora*. (Fotos: W. Zangaro)



**Figura 3.** Espécies arbóreas secundárias tardias inoculadas (I) e não inoculadas (N) com fungos micorrízicos arbusculares: 1 - *Bougainvillea spectabilis*; 2 - *Jacaranda puberula*; 3 - *Ruprechtia laxiflora*; 4 - *Syagrus romanzoffiana*; 5 - *Campomanesia xanthocarpa*; 6 - *Genipa americana*; 7 - *Zeyheria tuberculosa*; 8 - *Inga sessilis*; 9 - *Machaerium minutiflorum*; 10 - *Pterogyne nitens*; 11 - *Strichinus brasiliensis*; 12 - *Cordia ecalyculata*; 13 - *Lonchocarpus muehlbergianus*. (Fotos: W. Zangaro)



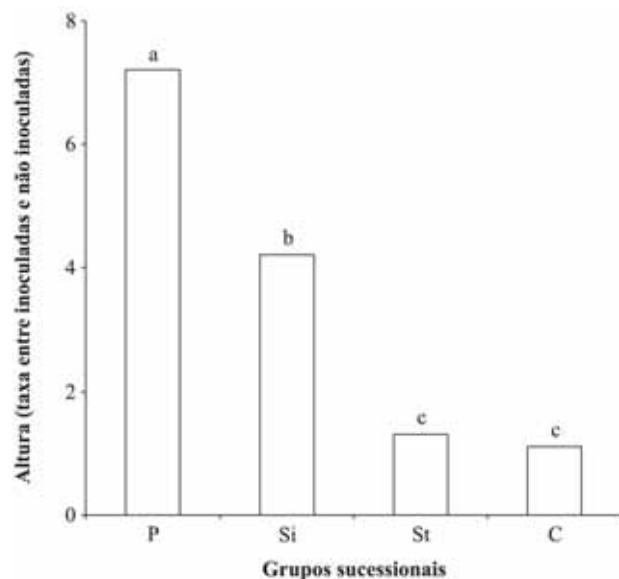
**Figura 4.** Espécies arbóreas clímax inoculadas (I) e não inoculadas (N) com fungos micorrízicos arbusculares: 1 - *Copaifera langsdorffii*; 2 - *Hymenaea courbaril*; 3 - *Aspidosperma polyneuron*; 4 - *Plinia rivularis*; 5 - *Trichilia elegans*; 6 - *Cariniana estrellensis*; 7 - *Trichilia clausenii*; 8 - *Trichilia casaretti*. (Fotos: W. Zangaro)

aérea), provocando modificação no padrão de alocação da massa seca para os diferentes órgãos da planta. As espécies secundárias tardias e clímax apresentaram baixa resposta à inoculação, o que indica uma limitada capacidade dos fungos simbiontes em proporcionar aumento no desenvolvimento vegetativo das raízes e da parte aérea dessas espécies.

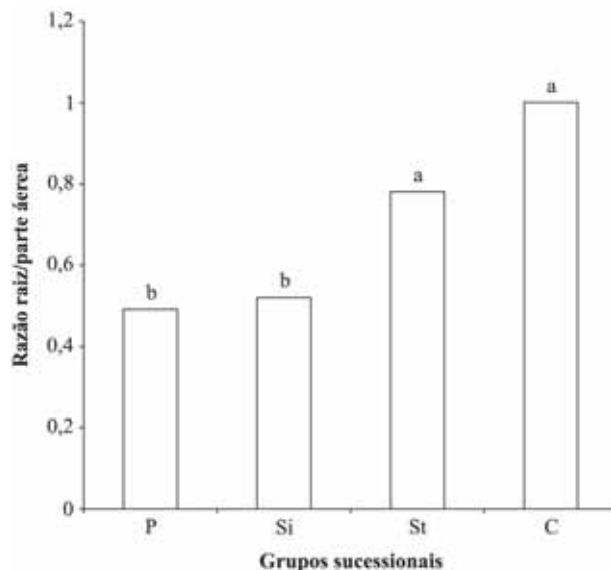
O grau de resposta das plantas à inoculação com MA, denominado aqui de resposta à inoculação, foi calculado como sendo a diferença entre a massa da parte aérea de plantas inoculadas e a de plantas não inoculadas, e expresso como sendo a porcentagem da massa seca

de plantas inoculadas (Plenchette *et al.*, 1983). A resposta à inoculação diminuiu nos grupos ecológicos mais tardios da sucessão (fig. 8), e foi muito grande entre pioneiras e secundárias iniciais quando comparada com a de secundárias tardias e a de clímax. Os resultados, tanto para espécies como para grupos ecológicos, apontam para a existência de grande necessidade de MA para o crescimento inicial das plântulas em todas as espécies pioneiras e secundárias iniciais. Todas as secundárias tardias, com exceção de *Campomanesia xanthocarpa*, *Tabebuia roseo-alba* e *Vitex montevidensis*, e todas as espécies clímax apresentaram baixo

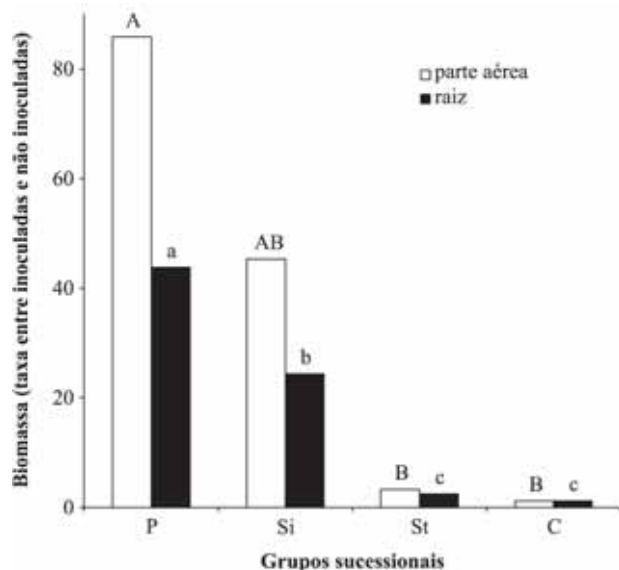




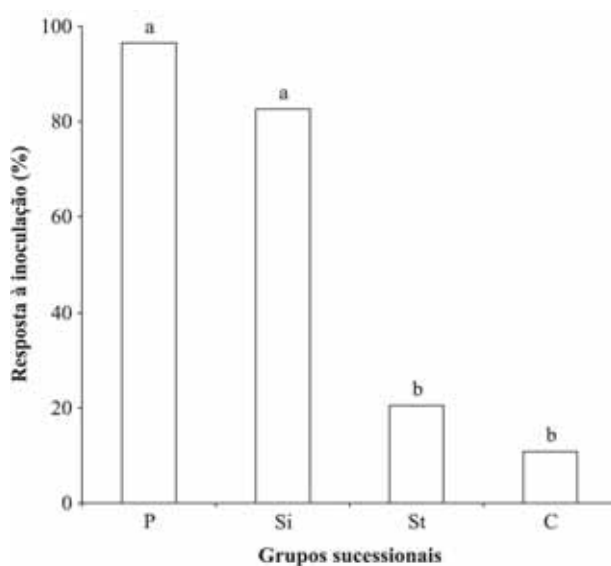
**Figura 5.** Altura (razão entre inoculadas e não inoculadas) das espécies pioneiras (P), secundárias iniciais (Si), secundárias tardias (St) e clímaxes (C). Médias seguidas de uma mesma letra não diferem pelo teste de Tukey-Kramer ( $p < 0,05$ ).



**Figura 7.** Razão raiz/parte aérea (razão entre inoculadas e não inoculadas) das espécies pioneiras (P), secundárias iniciais (Si), secundárias tardias (St) e clímaxes (C). Médias seguidas de uma mesma letra não diferem pelo teste de Tukey-Kramer ( $p < 0,05$ ).



**Figura 6.** Biomassa seca (razão entre inoculadas e não inoculadas) da parte aérea e da raiz das espécies pioneiras (P), secundárias iniciais (Si), secundárias tardias (St) e clímaxes (C). Médias seguidas de uma mesma letra não diferem pelo teste de Tukey-Kramer ( $p < 0,05$ ).



**Figura 8.** Resposta à inoculação das espécies pioneiras (P), secundárias iniciais (Si), secundárias tardias (St) e clímaxes (C). Médias seguidas de uma mesma letra não diferem pelo teste de Tukey-Kramer ( $p < 0,05$ ).

grau de resposta à presença dos simbiontes em suas raízes em solo com baixa disponibilidade de nutrientes utilizado para o crescimento das plântulas. Esses resultados foram semelhantes aos obtidos por Zangaro (1997) e Zangaro *et al.* (2000) para as espécies da bacia do rio Tibagi, e por Siqueira *et al.* (1998) para as espécies nativas do Sudeste do Brasil.

#### Teor de Nutrientes Minerais nas Plantas

Os teores de P, Ca e K nas folhas das diferentes espécies foram determinados no Centro de Energia Nuclear na Agricultura (Piracicaba-SP) e no Instituto Agrônomo do Paraná (Iapar) (Londrina-PR). As

médias dos teores foliares de P, Ca e K das espécies arbóreas nativas pertencentes aos diferentes grupos ecológicos, inoculadas e não inoculadas com MA, são apresentadas na tabela 1. Quando não inoculadas, as espécies pioneiras e secundárias iniciais mostraram menores teores para os três minerais, os quais foram significativamente menores do que nas espécies de plantas pertencentes aos outros grupos sucessionais. Com a inoculação, os teores de P, Ca e K aumentaram significativamente nas espécies pioneiras e secundárias iniciais, o que não ocorreu nas espécies dos outros grupos ecológicos, não havendo diferenças entre as espécies dos diferentes grupos sucessionais para o P e o Ca, mas havendo aumento significativo na concentração

**Tabela 1.** Concentração de P, Ca e K nas folhas das espécies arbóreas nativas pertencentes aos diferentes grupos sucessionais, não inoculadas (n-inoc) e inoculadas (inoc) com fungos micorrízicos arbusculares indígenas. Médias seguidas pela mesma letra (minúscula na linha e maiúscula na coluna) não diferem pelo teste de Tukey-Kramer ( $p < 0,05$ ).

Grupos sucessionais	Tratamentos	
	n-inoc	inoc
P (mg g <sup>-1</sup> )		
Pioneiras	0,07 b B	0,14 a A
Secundárias iniciais	0,09 b B	0,14 a A
Secundárias tardias	0,14 a A	0,15 a A
Clímaxes	0,15 a A	0,15 a A
Ca (mg g <sup>-1</sup> )		
Pioneiras	0,32 b B	0,59 a A
Secundárias iniciais	0,37 b B	0,52 a A
Secundárias tardias	0,54 a A	0,56 a A
Clímaxes	0,65 a A	0,66 a A
K (mg g <sup>-1</sup> )		
Pioneiras	0,72 b B	1,54 a A
Secundárias iniciais	0,82 b B	1,43 a A
Secundárias tardias	1,13 a A	1,15 a B
Clímaxes	1,11 a A	1,17 a B

do K nas pioneiras e secundárias iniciais, quando comparadas com as secundárias tardias e as clímaxes. A colonização das raízes pelas MA produz aumento na absorção de alguns nutrientes, o que aumenta o conteúdo dos minerais na raiz e na parte aérea, refletindo em aumento da biomassa vegetal (Habte & Manjunath, 1987; Dighton, 1991; Mullen & Schmidt, 1993; Cooperband *et al.*, 1994; Siqueira *et al.*, 1994; Merryweather & Fitter, 1996). Os teores de P, Ca e K para secundárias tardias e clímaxes foram 1,8, 1,7 e 1,4 vezes maior do que para pioneiras e secundárias iniciais no tratamento não inoculado. Isso sugere que as espécies pioneiras e secundárias iniciais apresentam maior limitação na capacidade de aquisição dos nutrientes minerais em situação de baixa fertilidade do solo e de ausência de fungos micorrízicos, quando comparadas com outros grupos ecológicos mais avançados da sucessão. No entanto, na presença de MA as espécies pioneiras e secundárias iniciais aumentaram a absorção dos minerais, igualando-se com as espécies dos outros grupos sucessionais para o P e o Ca, e aumentando de maneira significativa o conteúdo de K em relação às secundárias tardias e às clímaxes. Isso demonstra a contribuição das MA em auxiliar as espécies pioneiras e secundárias iniciais na absorção dos nutrientes minerais em solos pobres, enquanto que esse auxílio não foi verificado nos outros grupos ecológicos pertencentes às fases mais tardias da sucessão.

A quantidade acumulada de P, Ca e K nas folhas das plantas pertencentes aos diferentes grupos sucessionais foi calculada com base nos dados da concentração desses minerais nas folhas e em sua biomassa (tab. 2). A inoculação com fungos micorrízicos melhorou a

absorção e aumentou o acúmulo dos nutrientes somente nas pioneiras e secundárias iniciais. As espécies pioneiras, secundárias iniciais e tardias acumularam quantidades similares de P e Ca, as quais foram significativamente maiores do que nas clímaxes. O acúmulo de K foi maior nas pioneiras do que nas secundárias, e maior nestas últimas do que nas clímaxes. Esses resultados demonstram a grande capacidade dos fungos micorrízicos arbusculares em auxiliar seus hospedeiros no aumento da absorção dos nutrientes do solo, especialmente para as espécies das fases iniciais da sucessão arbórea, representadas pelas pioneiras e secundárias iniciais. Os resultados também sugerem que MA são de pouca importância para auxiliar na aquisição dos nutrientes para as espécies que compõem as fases finais da sucessão, representadas pelas secundárias tardias e as clímaxes.

A ausência de diferenças na absorção dos nutrientes e o baixo desempenho no crescimento e na alocação de massa seca nas espécies clímaxes, inoculadas e não inoculadas, crescendo em solo de baixa fertilidade, mostram que a inoculação, nessas espécies, não melhora a absorção dos nutrientes, o que sugere que as clímaxes utilizadas somente alcançam desenvolvimento satisfatório em solos que apresentam alta disponibilidade de nutrientes. As espécies de plantas podem diferir no requerimento de nutrientes, especialmente de P, devido às diferenças em suas taxas de crescimento (Janos, 1983), em sua capacidade de absorção e na utilização do P no interior da planta (Barrow, 1977; Koide, 1991). O elevado acúmulo de nutrientes entre as espécies que participam das fases iniciais da sucessão, para sustentar o crescimento, demonstra que elas necessitam de altos requerimentos externos de minerais, enquanto que as espécies que pertencem às fases tardias da sucessão necessitam de quantidades menores. O fato de todas as plântulas terem crescido em solo de baixa fertilidade sugere que as espécies pioneiras e secundárias iniciais somente podem crescer em solos naturalmente deficientes em nutrientes quando MA estiverem presentes. Na sua ausência, como no tratamento de plantas não inoculadas, todas as espécies pioneiras e secundárias iniciais não apresentaram crescimento após a queda de seus cotilédones. Tais resultados contrastam com aqueles obtidos por Janos (1980a) para as espécies nativas da floresta tropical da Costa Rica, porém corroboram os resultados obtidos por Siqueira *et al.* (1998) para espécies nativas do Sudeste do Brasil, e por Zangaro *et al.* (2000) para as espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi.

A maioria das espécies secundárias tardias e clímaxes apresentou crescimento e produção de massa seca muito reduzidos com ou sem MA, o que pode ser atribuído à baixa fertilidade do solo utilizado para o crescimento, que pode ter sido fator limitante no desempenho dessas espécies. A maioria das espécies pertenc-

**Tabela 2.** Acúmulo de P, Ca e K nas folhas das espécies arbóreas nativas pertencentes aos diferentes grupos sucessionais, não inoculadas (n-inoc) e inoculadas (inoc) com fungos micorrízicos arbusculares indígenas. \* Razão entre inoc/n-inoc. Médias seguidas pela mesma letra (minúscula na linha e maiúscula na coluna) não diferem pelo teste de Tukey-Kramer ( $p < 0,05$ ).

Grupos sucessionais	Tratamentos		Fator de acumulação de nutrientes*
	n-inoc	inoc	
P (mg folha <sup>-1</sup> )			
Pioneiras	0,39 b B	5,16 a A	13,23
Secundárias iniciais	0,56 b B	4,29 a A	7,66
Secundárias tardias	2,42 a A	3,29 a A	1,36
Clímaces	0,99 a B	1,12 a B	1,13
Ca (mg folha <sup>-1</sup> )			
Pioneiras	1,79 b B	19,45 a A	10,87
Secundárias iniciais	3,86 b B	15,69 a A	4,06
Secundárias tardias	6,86 a A	14,56 a A	2,12
Clímaces	4,79 a B	5,61 a B	1,17
K (mg folha <sup>-1</sup> )			
Pioneiras	4,62 b B	53,63 a A	11,61
Secundárias iniciais	10,12 b B	39,36 a B	3,89
Secundárias tardias	17,21 a A	20,75 a B	1,21
Clímaces	8,11 a B	9,32 a C	1,15

centes aos estádios finais da sucessão não foi beneficiada pela simbiose em solos com baixa disponibilidade de nutrientes — talvez apresente bom desempenho em solos com alta disponibilidade de nutrientes, como nos solos ricos em minerais disponíveis no interior das florestas do norte do estado do Paraná.

#### Colonização das Micorrizas Arbusculares nas Raízes das Plantas

Foram quantificadas a colonização micorrízica dos indivíduos arbóreos que cresceram em casa de vegetação e a de indivíduos de 49 espécies arbóreas que cresceram sob dossel no interior da floresta estacional semidecidual do Parque Estadual Mata dos Godoy e em uma área desmatada adjacente à floresta (utilizada como pastagem durante 40 anos e abandonada por 12 anos para recuperação natural), dominada por espécies arbóreas pioneiras e secundárias iniciais. Foram coletadas de três a cinco plântulas, sem os cotilédones, entre 30 e 60 cm de altura. Para quantificação da colonização, foi coletado 1 g de raízes finas, estocadas em FAA, posteriormente clarificadas com hidróxido de potássio e peróxido de hidrogênio e coradas com azul de tripano 0,05% em solução de lactoglicerol (Kormanik & McGraw, 1982). Segmentos de raízes com aproximadamente 1 cm de comprimento foram usados para calcular o total da colonização pelo método de interseção de quadrantes (Giovannetti & Mosse 1980).

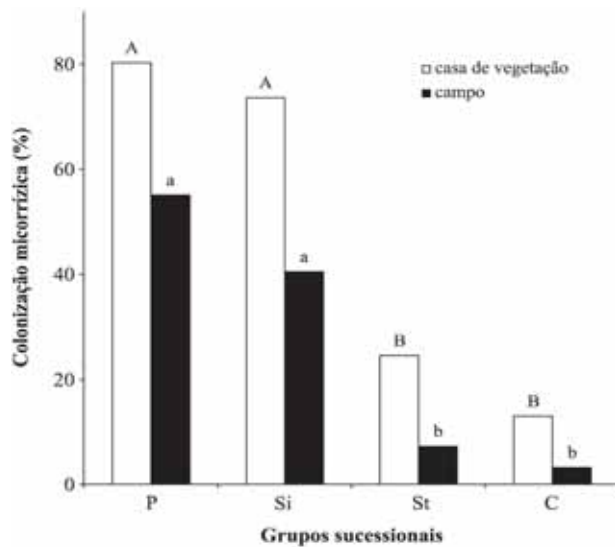
A porcentagem de colonização das raízes dos indivíduos que cresceram na casa de vegetação e a dos indivíduos coletados no campo diminuíram com o progresso dos grupos ecológicos (fig. 9). A taxa de colonização das raízes das espécies pioneiras e secundárias

iniciais, na casa de vegetação, foi quatro vezes maior do que a dos outros grupos ecológicos, enquanto que, no campo, a taxa de colonização foi nove vezes maior.

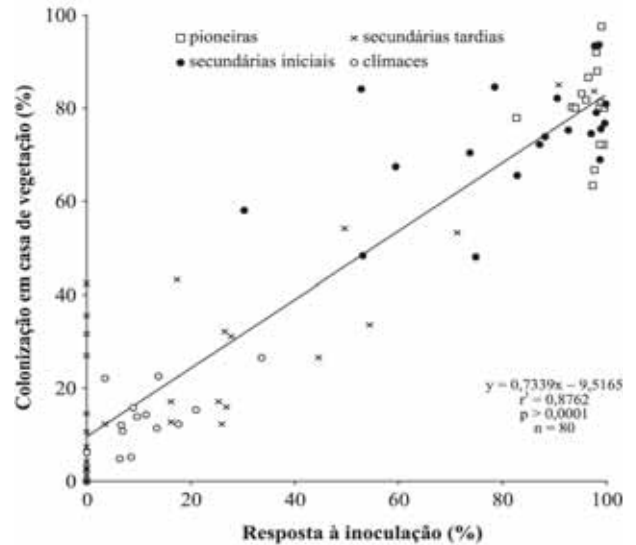
A colonização no campo foi positivamente relacionada com a colonização na casa de vegetação (fig. 10), indicando que a porcentagem da colonização na casa de vegetação pode ser um índice confiável para a interpretação de resultados da colonização micorrízica no campo, onde a quantificação da colonização da raiz pode ser um indicador da disponibilidade do inóculo no campo (Gange *et al.*, 1993). A porcentagem de colonização na casa de vegetação foi maior, para todos os grupos sucessionais, que a de colonização no campo, sugerindo que no campo a competição e a predação das hifas pelos organismos do solo podem ser fatores que contribuem para a redução da colonização das raízes (Warnock *et al.*, 1982; Fitter, 1985; St. John & Coleman, 1983; Janos, 1992; Gange & Brown, 1992; Miller & Jastrow, 1994; Barea & Jeffries, 1995).

Em solos com baixa disponibilidade de P, a taxa de colonização geralmente está relacionada com as respostas de crescimento da planta (Abbott & Robson, 1984), o que pode ser verificado quando se observa a produção de massa seca (fig. 6) ou a resposta à inoculação (fig. 8), comparadas com a porcentagem de colonização na casa de vegetação (fig. 9).

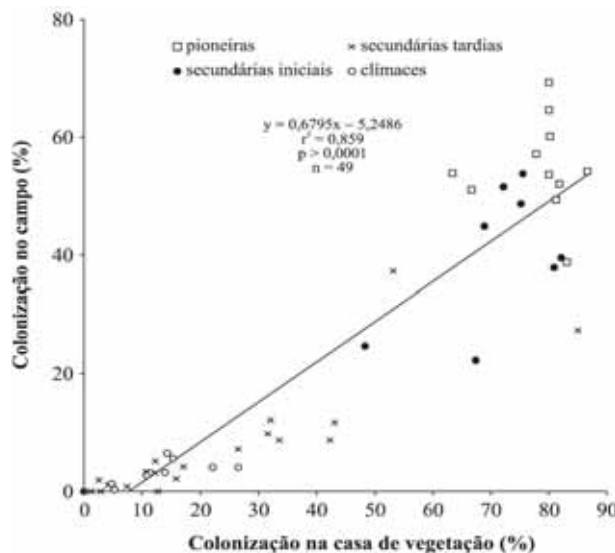
A relação entre a resposta à inoculação e a colonização em baixos níveis de P pode representar uma resposta fenotípica do fungo frente à grande disponibilidade de C proporcionada pelo hospedeiro (Graham & Aissenstat, 1994). A resposta à inoculação diminuiu ao longo do progresso dos grupos sucessionais e foi positivamente relacionada com a colonização dos indivíduos na casa de vegetação (fig. 11) e no campo (fig.



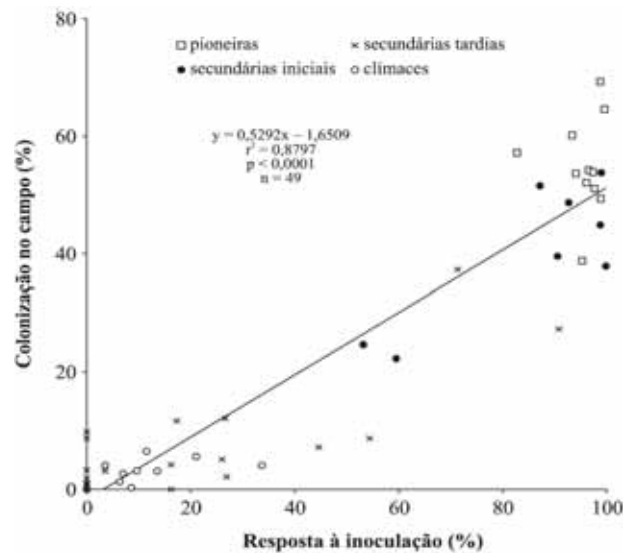
**Figura 9.** Colonização micorrízica, em casa de vegetação e no campo, das espécies pioneiras (P), secundárias iniciais (Si), secundárias tardias (St) e clímaxes (C). Médias seguidas de uma mesma letra não diferem pelo teste de Tukey-Kramer ( $p < 0,05$ ).



**Figura 11.** Relação entre resposta à inoculação e colonização micorrízica, em casa de vegetação, das espécies arbóreas nativas pertencentes aos diferentes grupos sucessionais: pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e clímaxes.



**Figura 10.** Relação entre colonização micorrízica na casa de vegetação e colonização micorrízica no campo das espécies arbóreas nativas pertencentes aos diferentes grupos sucessionais: pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e clímaxes.

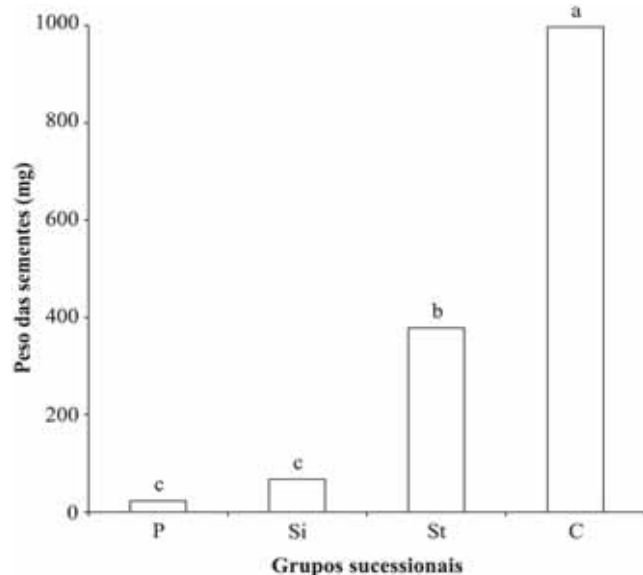


**Figura 12.** Relação entre resposta à inoculação e colonização micorrízica, no campo, das espécies arbóreas nativas pertencentes aos diferentes grupos sucessionais: pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e clímaxes.

12). A massa da semente das espécies arbóreas aumentou com o avanço dos diferentes grupos sucessionais (fig. 13), sendo inversamente relacionada com a resposta à inoculação ( $r^2 = 0,76$ ) e com a colonização tanto na casa de vegetação ( $r^2 = 0,80$ ) como no campo ( $r^2 = 0,72$ ).

Janos (1980a), em experimento em casa de vegetação, inoculou MA em 28 espécies arbóreas nativas da floresta tropical de terras baixas e úmidas da Costa Rica, e verificou que a associação micorrízica aumentou o crescimento de 23 espécies, a sobrevivência de seis e a retenção dos cotilédones de cinco, principalmente na maioria das espécies que compõe a floresta madura. O mesmo autor (Janos 1980a; 1980b; 1983) sugeriu que as espécies de árvores da sucessão tardia, pertencentes

à floresta madura, tendem a ser micotróficas obrigatórias. Essas espécies tropicais apresentam grandes sementes, o que pode favorecer a persistência das plântulas não infectadas no campo e permitir a formação de infecção no sistema de raízes, em razão da disponibilidade nutricional da reserva da semente, assegurando o encontro com o inóculo e mantendo capacidade fotossintética adequada para suportar a colonização inicial. As plantas do sub-bosque fazem a manutenção da associação micorrízica em virtude da sua importância para o crescimento das plântulas, tornando-as competidoras mais eficientes sob condições de floresta madura. Ainda segundo Janos (1983), as espécies arbóreas que fazem parte dos estádios iniciais da sucessão são micotróficas facultativas ou não-micotróficas; apre-



**Figura 13.** Massa da semente (mg) das espécies arbóreas pioneiras (P), secundárias iniciais (Si), secundárias tardias (St) e clímaxes (C). Médias seguidas de uma mesma letra não diferem pelo teste de Tukey-Kramer ( $p < 0,05$ ).

sentam pequenas sementes com poucas reservas nutritivas; são muito eficientes na absorção de nutrientes e podem rapidamente se estabelecer sem que tenham de aguardar a colonização pelas MA. Herrera *et al.* (1991) atribuíram à alta disponibilidade de nutrientes da reserva da semente a grande colonização das raízes pelas MA em duas plântulas pertencentes à floresta primária de Sierra del Rosario, em Cuba. Em contraste, Allsopp & Stock (1992) afirmaram que em um ecossistema na África do Sul, conhecido como fynbos, as espécies com alta micotrofia possuem pequenas sementes com baixo conteúdo de P, sendo as plântulas dependentes das micorrizas para a absorção de P e para seu estabelecimento. As respostas das plantas à colonização micorrízica diminuíram com o aumento do tamanho da semente e de seu conteúdo de P. Similarmente, Zangaro (1997) e Zangaro *et al.* (2000), trabalhando com espécies arbóreas nativas do Sul do Brasil, e Siqueira *et al.* (1998), trabalhando com espécies do Sudeste brasileiro, encontraram, nas espécies clímaxes, grandes sementes, de altas reservas nutricionais, capacidade para sustentar o crescimento inicial das plântulas e independência em relação às MA para o crescimento inicial. As espécies pioneiras, que possuem pequenas sementes, apresentaram alta colonização e alta micotrofia.

A colonização micorrízica e a resposta à inoculação das espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi foram reduzidas com o aumento da massa da semente. As espécies que dominam as fases finais da sucessão apresentam as sementes mais pesadas, devido ao grande conteúdo de reserva nutricional. Podem fazer a manutenção do crescimento inicial das plântulas e provavelmente evitam o dreno do C da reserva da semente, dificultando a colonização micorrízica no sistema de raízes, visto que essas espécies apresentam baixa colo-

nização ou ausência desta, tanto em casa de vegetação quanto no campo. Essas espécies tardias na sucessão podem ser independentes das MA para seu crescimento inicial. As espécies dominantes no início da sucessão apresentam sementes de massa e tamanho pequenos, as quais apresentam poucas reservas nutricionais e provavelmente não sustentam o crescimento das plântulas por longos períodos. A maior parte das espécies pioneiras e secundárias iniciais não inoculadas com MA na casa de vegetação, não cresceu, e entre três e cinco meses, a maior parte das folhas era senescente. Isso sugere que as espécies que iniciam a sucessão arbórea são dependentes de MA para o crescimento e podem ser muito eficientes em absorver os nutrientes minerais em solos com baixa disponibilidade se suas raízes apresentarem colonização; e, isso acontecendo, poderão se estabelecer com grande rapidez após a infecção e a colonização. Portanto, o estabelecimento e o rápido crescimento das espécies pioneiras e secundárias iniciais arbóreas nos ambientes com baixa disponibilidade de nutrientes somente serão possíveis em presença de MA nas suas raízes, as quais aumentam a eficiência na absorção dos nutrientes minerais do solo, sendo que isso pode justificar a grande agressividade dessas espécies durante a colonização inicial de áreas abertas e perturbadas.

#### IMPORTÂNCIA DAS MICORRIZAS ARBUSCULARES PARA AS COMUNIDADES DE PLANTAS

Em virtude das perturbações nos ecossistemas, as quais interrompem a ciclagem dos nutrientes, a associação micorrízica pode ser necessária para recuperar e estabilizar as comunidades de plantas (Pankow *et al.*, 1991; Fischer *et al.*, 1994). As MA constituem uma ligação vital entre os produtos decompostos e a aquisição de nutrientes pelas plantas, e estão envolvidas com outros membros da comunidade microbiana do solo na manutenção e no funcionamento dos ecossistemas (Pfleger *et al.*, 1994). Os fungos micorrízicos arbusculares são predominantes nas plantas dos trópicos e fundamentais para o seu crescimento (Janos, 1983); formam uma ligação fundamental entre as porções bióticas e as porções geoquímicas do sistema, contribuindo para o mecanismo de conservação dos nutrientes nos ecossistemas (Redhead, 1980; Miller & Jastrow, 1994), podendo, ainda, servir de ponte de ligação entre plantas adultas e plântulas, aumentando as chances de sobrevivência, estabelecimento e diversidade das espécies (Francis & Read, 1984; Grime *et al.*, 1987; Newman, 1988). Embora MA sejam de ocorrência generalizada nos trópicos (Siqueira & Franco 1988; Sieverding, 1991), as informações e os esforços para entender seus benefícios para o funcionamento e a estabilidade dos ecossistemas naturais ou modificados pelo homem, e a real importância quanto à essencialidade da simbiose

na ecologia das comunidades de plantas mais complexas e diversificadas que compõem os ecossistemas tropicais, são localizados e restritos a poucos ambientes tropicais estudados (Janos 1980a, 1980b; Huante *et al.*, 1993; Asbjornsen & Montagnini, 1994; Fischer *et al.*, 1994).

O *continuum* na micotrofia ao longo da sucessão de espécies arbóreas tropicais, proposto por Janos (1980b; 1983), não garante que as diferentes espécies arbóreas, pertencentes aos diferentes grupos sucessionais, apresentem comportamento semelhante na relação entre MA e sucessão em outros ambientes tropicais, como esse da bacia do rio Tibagi.

### **Importância das Micorrizas na Competição entre Plantas**

Os fungos micorrízicos influenciam fortemente a competição entre as plantas em razão dos diferentes graus de dependência dos hospedeiros, aumentando assim a absorção de água e nutrientes minerais pelas plantas e influenciando na composição de espécies de plantas na comunidade. Segundo Allen & Allen (1990), os argumentos que suportam a relação de MA na competição entre plantas estão baseados numa premissa lógica: para que as micorrizas mudem o balanço competitivo entre espécies de plantas vizinhas, devem suprir de nutrientes e água suas plantas hospedeiras em diferentes taxas, produzindo diferentes efeitos fisiológicos nessas plantas. Como as espécies de plantas numa comunidade mostram diferentes respostas fisiológicas na presença de MA (obrigatórias, facultativas e não-micorrízicas), a possibilidade de mediação da competição pelas MA, entre as diferentes espécies de plantas, pode existir nos diferentes estádios sucessionais da comunidade, nos quais grupos de plantas com diferentes respostas fisiológicas podem existir como vizinhos.

Allen & Allen (1990) observaram que a sucessão vegetal e a importância dos fungos micorrízicos em regular a competição em diferentes biomas se apresentam de forma diferente, de acordo com o tipo de bioma: a) biomas com alto conteúdo de nutrientes e baixa precipitação (desertos e semi-desertos) apresentam no início da sucessão o domínio de plantas não-micorrízicas, que serão sucedidas por plantas micorrízicas facultativas, que dominam no estágio final da sucessão. A importância das micorrizas na regulação da competição será média; b) biomas com alto conteúdo de nutrientes e alta precipitação (florestas temperadas, estepes e savanas) apresentam no início da sucessão o ambiente dominado por plantas facultativas e não-micorrízicas, que serão sucedidas por plantas micorrízicas facultativas e obrigatórias, que dominam no final da sucessão. A importância das micorrizas na regulação da competição será alta; c) biomas com baixo conteúdo de nutrientes e alta precipitação (florestas tropicais, ambientes ártico e alpino e dunas méxicas) apresentam

no início da sucessão o domínio das plantas micorrízicas facultativas, que serão sucedidas por plantas micorrízicas obrigatórias, que dominam no final da sucessão. A importância das micorrizas na regulação da competição será alta; d) biomas com baixo conteúdo de nutrientes e baixa precipitação (dunas de areia, alguns desertos, ambiente alpino seco) apresentam no início da sucessão o domínio das plantas micorrízicas facultativas, que serão sucedidas por outras plantas também micorrízicas facultativas, que dominam no final da sucessão. A importância das micorrizas na regulação da competição será baixa.

A previsão de Allen & Allen (1990) para a colonização inicial em floresta tropical difere da previsão de Janos (1980b). Os primeiros sugeriram que a sucessão inicial deve ser dominada por espécies arbóreas micorrízicas facultativas, enquanto que, para o segundo, a dominância deve ser por espécies não-micorrízicas. Esses autores, de uma maneira geral, consideram que, dependendo do bioma, o grau de micotrofia das plantas sofre mudanças com o avanço da sucessão. As plantas com menor dependência micorrízica geralmente serão mais abundantes durante a sucessão inicial, e as mais dependentes serão mais frequentes nos estádios finais da sucessão.

### **Competição entre plantas micorrízicas e não-micorrízicas**

Em uma comunidade, muitas plantas interagem com outras como consequência da sua proximidade, e competem pelos recursos existentes abaixo ou acima do solo. A presença de uma planta pode trazer consequências negativas para outra, e a dimensão desse poder negativo pode depender da presença e da efetividade dos fungos micorrízicos. Além dos efeitos diferenciados nas respostas das plantas, mudanças no balanço da competição, provocadas pelas micorrizas, podem ter importante consequência na estruturação da comunidade de plantas (Allen & Allen, 1986; Grime *et al.*, 1987; Sanders *et al.*, 1995; Allen, 1996).

A colonização das plântulas, em situação de campo, ocorre no estágio inicial do seu desenvolvimento (Grime *et al.*, 1987; Fitter & Nichols, 1988), e é nele que a colonização tem maior impacto (Read, 1991; Francis & Read, 1994). A integração inicial das raízes das plântulas dentro da rede de micélio já estabelecida amplia consideravelmente a superfície de absorção a um custo energético relativamente baixo, proporcionando à plântula o acesso aos recursos do solo ou aos recursos extraídos de outras plantas a partir das interconexões feitas pelas hifas de MA. Assim, o processo de colonização micorrízica afeta o recrutamento de plântulas e a estrutura da comunidade como um todo.

Alguns estudos de competições intra e interespecíficas têm sido realizados utilizando combinações

simples de plantas micotróficas e não-micotróficas crescendo juntas, na presença ou na ausência de MA. Buwalda (1980) demonstrou que a colonização das raízes aumentou a capacidade da planta micotrófica *Trifolium repens* para competir com a gramínea não-micotrófica *Lolium perenne*, principalmente quando o conteúdo de P no substrato era baixo. Allen & Allen (1984) observaram que o resultado da competição entre duas espécies de gramíneas micotróficas, *Agropyron smithii* e *Bouteloua gracilis*, e uma espécie não-micotrófica, *Salsola kali*, foi significativamente influenciado, em favor das espécies micotróficas. Na presença de MA, a biomassa e a condutância estomática aumentaram nas espécies micotróficas, enquanto que na espécie não-micotrófica foram fortemente diminuídas. A espécie não-micotrófica dominou quando MA estavam ausentes. Hetrick *et al.* (1989), trabalhando com duas espécies de gramíneas, *Andropogon gerardii* e *Koeleria pyramidata*, observaram que a primeira apresentou alta dominância na competição em presença de MA, enquanto que a segunda foi menos responsiva e apresentou dominância somente quando o inóculo não estava presente. Os autores concluíram que a presença de MA torna as espécies micotróficas competitivamente superiores e que as mudanças no balanço da competição entre as plantas podem influenciar na composição das espécies na comunidade. As diferentes espécies de plantas competem pelos mesmos nutrientes limitados do solo e, na presença de MA, a capacidade competitiva das plantas micotróficas é maior (Reeves, 1985). Allen & Allen (1988) e Allen *et al.* (1989) acreditam que MA, além de favorecer as espécies micotróficas na competição, podem produzir efeitos deletérios na biomassa de plantas não-micotróficas. No campo, podem reduzir a cobertura e a densidade das plantas não-micotróficas do estágio inicial da sucessão, facilitando o estabelecimento das plantas micotróficas.

#### Competição entre plantas micotróficas

A competição entre plantas micotróficas, da mesma espécie ou não, sempre que elas ocorrem próximas, resulta na competição para utilizar a mesma luz incidente, os mesmos minerais, a mesma água e o mesmo espaço (Hetrick *et al.*, 1989). A associação micorrízica pode influenciar no resultado da competição, especialmente se existe resposta diferencial para a colonização de MA em cada uma das plantas hospedeiras. Uma planta pode liberar mais carboidratos para o fungo do que sua competidora e, como consequência, ter maior benefício no ganho de nutrientes absorvidos, pela maior colonização das raízes (Harley & Smith, 1984).

O resultado da competição entre espécies micotróficas depende da fertilidade do solo e da dependência micorrízica dos hospedeiros (Janos, 1980b, 1985; Allen & Allen, 1988, 1990). Janos (1985) sugeriu que em

solo com adequada disponibilidade de minerais, as espécies micotróficas facultativas serão competidoras mais eficientes que as obrigatórias. Em solo de baixa fertilidade, as espécies micotróficas obrigatórias serão competitivamente superiores às facultativas. Em solo de moderada ou alta fertilidade, as espécies micotróficas obrigatórias serão competidoras menos eficientes do que as micotróficas facultativas, porque estas últimas podem rejeitar a colonização micorrízica, evitando o custo energético da associação. Flores-Aylas (1999) observou que em solos de baixa fertilidade as micorrizas influenciaram de modo equilibrado o crescimento e a competição inicial de seis espécies arbóreas micotróficas nativas do Sudeste do Brasil. Janos (1985) e Allen & Allen (1990) consideraram que, se plantas micotróficas vizinhas possuem taxas altas e proporcionais de aquisição de nutrientes, o resultado será um grande crescimento e ausência de mudança competitiva entre as plantas, aumentando a probabilidade de coexistência devido à redução da competição por nutrientes, especialmente o P. Os benefícios da associação micorrízica para o hospedeiro são potencialmente grandes em solos pobres em nutrientes minerais e em ambientes extremos, onde a simbiose atua para amenizar o estresse a que a planta é submetida (Allen & Allen, 1986; Bethlenfalvai, 1992). Em relação à competição nesses ambientes, as espécies micotróficas têm vantagens sobre as não-micotróficas (Fitter, 1977; Miller, 1987).

#### Importância das micorrizas no estabelecimento de espécies não-micotróficas

De acordo com Francis & Read (1994), a maioria das espécies de plantas em comunidades naturais ou de agricultura é suscetível à colonização por MA. Membros de algumas famílias, principalmente Caryophyllaceae, Chenopodiaceae, Polygonaceae e Cruciferaeae, são chamados de plantas não-hospedeiras, que normalmente não micorrizam e são invasoras na agricultura e em habitats perturbados.

Allen *et al.* (1989) inocularam mistura de espécies de MA em *Salsola kali*, espécie de planta não-micotrófica do estágio inicial da sucessão de ambiente semi-árido nos Estados Unidos. Os fungos invadiram as raízes da planta, reduzindo seu crescimento e sobrevivência. As plântulas responderam à colonização sacrificando as células colonizadas, e parte do tecido vascular dos segmentos das raízes afetadas entrou em colapso, sendo que, em alguns casos, todo o sistema de raízes morreu. Os autores concluíram que a diminuição da densidade da planta foi devida ao antagonismo produzido pelas MA. Concluíram, também, que se as micorrizas reduzem o vigor e o crescimento das espécies não-micotróficas, podem reduzir a competição pela água e pelos nutrientes, permitindo a instalação de plantas micotróficas e seu avanço na sucessão.

Francis & Read (1994) semearam duas espécies de plantas não-micorrízicas, *Arabis hirsuta* e *Arenaria serpyllifolia*, e uma espécie de planta micorrízica, *Centaureium erythrea*, em um compartimento que não continha MA, e as mesmas espécies em um outro compartimento contendo uma rede de micélio previamente estabelecida pela planta hospedeira *Plantago lanceolata*. Os autores observaram que na presença de MA o crescimento da espécie micorrízica foi estimulado, enquanto que o crescimento das duas espécies de plantas ruderais não-micorrízicas foi severamente reduzido poucos dias após a germinação das sementes, e, após nove semanas, mais de 80% das plântulas de *A. serpyllifolia* estavam mortas no compartimento com MA. Em contraste, a espécie micorrízica mostrou alta mortalidade no compartimento com ausência dos simbiontes. Examinando as plantas não-micorrízicas de *A. serpyllifolia*, nos compartimentos micorrizado e não micorrizado, perceberam que o comprimento e a ramificação da raiz, bem como o comprimento e o diâmetro dos pêlos absorventes, foram fortemente inibidos na presença de MA. Os autores concluíram que houve antagonismo entre o micélio e as espécies de plantas não-hospedeiras e que, no campo, existe a possibilidade de as MA impedirem a regeneração de grande parte das espécies invasoras ruderais não-micorrízicas, colaborando para sua eliminação e consequente manutenção de vegetação com alta proporção de espécies compatíveis, que servem de fonte de C para os fungos.

### Composição da Comunidade de Plantas e Sucessão Vegetal

Reeves *et al.* (1979) e Allen & Allen (1980), trabalhando em ecossistemas temperados e semi-áridos dos Estados Unidos, mostraram que, em áreas perturbadas, o número de propágulos de MA foi muito reduzido, e as espécies pioneiras que iniciaram a sucessão eram compostas, principalmente, por plantas não-micorrízicas. E nas comunidades onde as plantas micorrízicas foram predominantes, elas pertenciam aos estádios mais avançados da sucessão. Portanto, as plantas hospedeiras dos estádios finais da sucessão eram dependentes das micorrizas. Foi observado que plantas que pertenciam aos estádios intermediários da sucessão eram espécies micorrízicas facultativas, que poderiam facilitar a sucessão através da reconstituição do inóculo de MA, permitindo o estabelecimento das micorrízicas obrigatórias. Os autores também observaram que a presença de plantas não-micorrízicas no ambiente pode causar forte redução na população de MA.

De acordo com Janos (1980b), o grau de micotrofia das plantas pode influenciar a composição das espécies vegetais na comunidade, por afetar a competição entre as espécies em consequência da fertilidade do solo e da disponibilidade do inóculo, tanto nos estádios iniciais

quanto nos estádios finais da sucessão vegetal nos trópicos. Plantas com diferentes graus de micotrofia formam um *continuum* de respostas para a colonização micorrízica, que tem sido notado ao longo da sucessão, onde as espécies do estágio inicial são geralmente não-micorrízicas, sucedidas por espécies facultativas, e estas, pelas obrigatórias. Segundo esse autor, as espécies não-micorrízicas, que participam do início da sucessão, podem eliminar ou reduzir as populações de MA. Posteriormente, instalam-se as espécies micorrízicas facultativas, que reproduzem os simbiontes e aumentam a infectividade do solo. Finalmente, as espécies micorrízicas obrigatórias substituem as facultativas e, pertencendo aos estádios finais da sucessão, dominam na floresta madura, porque se tornam competitivamente superiores na presença de MA.

Ainda segundo Janos (1980b), nos solos tropicais as espécies micorrízicas obrigatórias provavelmente são as melhores competidoras e dominam a comunidade de plantas no estágio final da sucessão, em solos de baixa fertilidade, somente quando o inóculo de MA estiver presente. As plantas micorrízicas facultativas são boas competidoras em solos moderados ou férteis, onde podem dominar a comunidade de plantas, rejeitando a associação. Já as não-micorrízicas são competidoras efetivas e dominam a comunidade de plantas em solos inférteis, na ausência das MA. Allen & Allen (1990), no entanto, sugerem que as espécies não-micorrízicas podem dominar a comunidade de plantas em solos férteis.

Miller (1987) sugeriu que as espécies micorrízicas obrigatórias provavelmente dominarão a comunidade de plantas onde a disponibilidade de minerais e a perturbação do solo forem mínimas. As espécies micorrízicas facultativas deverão ser encontradas em locais com alta disponibilidade de minerais e onde a perturbação do solo não for severa. Para Allen & Allen (1990), quando a disponibilidade dos minerais for alta, como nos locais onde a perturbação é grande, a comunidade de plantas será dominada por espécies não-micorrízicas. E quando a disponibilidade de minerais for baixa e a perturbação alta, poucos tipos (ou nenhum) de plantas poderão ocupar o local. Tais observações contrastam com a previsão de Janos (1980b).

Allen & Allen (1990) propuseram modificações à hipótese de sucessão de Janos (1980b), afirmando que, em zonas temperadas, espécies micorrízicas têm sido encontradas como colonizadoras iniciais em condições de baixa disponibilidade de nutrientes, e que as espécies não-micorrízicas podem estar restritas a manchas de alto estado nutricional, não sendo, provavelmente, as espécies colonizadoras mais importantes. Portanto, as espécies não-micorrízicas poderão dominar em biomas ricos em nutrientes. Cuenca & Lovera (1992), trabalhando com revegetação de solos perturbados extremamente pobres em nutrientes minerais na Venezuela, observaram que todas as espécies que tiveram sucesso



como colonizadoras eram plantas micotróficas, e suas pequenas sementes somente puderam se estabelecer quando encontraram algum inóculo de MA remanescente. Nas áreas em que a revegetação não obteve sucesso para o estabelecimento, não foram verificados esporos de MA no solo.

Siqueira *et al.* (1998) e Zangaro *et al.* (2000) inocularam MA em espécies arbóreas tropicais, pertencentes a diferentes grupos sucessionais, nativas do Sudeste e do Sul do Brasil, respectivamente. Os resultados mostraram grandes diferenças na colonização micorrízica e no crescimento das diferentes espécies. As pioneiras exibiram alta colonização e dependência micorrízica, contrastando com as espécies pertencentes aos estádios tardios da sucessão, que exibiram reduzidas colonização e dependência micorrízica. Segundo os autores, esses resultados, que relacionam MA e sucessão, contrários àqueles obtidos por Janos (1980b) para as espécies arbóreas da Costa Rica, podem ser de ordem evolutiva. As espécies pioneiras arbóreas dos trópicos teriam desenvolvido capacidade para o estabelecimento do micotrofismo simbiótico com MA. Os autores também sugeriram que o postulado de Janos (1980b), segundo o qual as espécies pioneiras são facultativas ou não micotróficas, pode estar correto para aquelas espécies que colonizam solos descobertos, mas não quando se refere à ecologia de plântulas de espécies arbóreas que apresentam rápido crescimento, colonizam clareiras de florestas e são consideradas espécies pioneiras na sucessão vegetal.

### Diversidade das Espécies de Plantas

O potencial das micorrizas para influenciar a composição da comunidade implica que elas podem ajudar a controlar a relativa importância das espécies dentro da comunidade de plantas e também influenciar na diversidade das espécies (Gange *et al.*, 1993; Sanders *et al.*, 1995). Janos (1983; 1996) e Grime *et al.* (1987; 1988) sugeriram que as micorrizas influenciam na diversidade das espécies de plantas porque permitem que outras espécies menos competitivas coexistam. Micorrizas arbusculares aumentam a coexistência de muitas espécies de árvores tropicais pela minimização das diferenças entre elas na competição pelo P, o qual é provavelmente o nutriente limitante (Janos, 1983; 1996). Em contraste, a presença dos simbioss pode reduzir a diversidade de plantas se a simbiose provocar grande benefício para as espécies dominantes, em detrimento das não micotróficas (Bergelson & Crawley, 1988).

Grime *et al.* (1987) utilizaram gramíneas de planície de zona temperada, que foram colocadas para crescer em microcosmo com e sem MA. Os fungos foram multiplicados na rizosfera da grama *Festuca ovina*, e esse solo serviu de matriz para a semeadura de outras espécies de plantas micotróficas e não-micotróficas. Foi obser-

vado significativo aumento na diversidade de espécies no microcosmo que continha MA, em relação ao que não possuía. O aumento na composição de espécies no microcosmo com MA foi atribuído à compatibilidade da maioria das espécies de plantas com os fungos, sendo considerado que a associação simbiótica beneficiou fortemente o crescimento das plantas micotróficas. No microcosmo com ausência de MA, as plantas ruderais não-micotróficas dominaram sobre as micotróficas. Esses resultados, quando estendidos para o campo, indicam que a diversidade de espécies encontradas em muitas comunidades vegetais com colonização nas raízes pode ser atribuída à presença de MA, as quais facilitam a captura de nutrientes por muitas espécies na fase do estabelecimento.

Gange *et al.* (1990; 1993) aplicaram fungicida benomyl em solo limpo de plantas, varrido e gradeado. A sucessão no solo tratado foi comparada com a sucessão em solo não tratado. O estudo mostrou que, nas parcelas tratadas com o fungicida, houve redução na colonização micorrízica, no crescimento de muitas plantas, na riqueza de espécies e na cobertura total. Os autores concluíram que a redução da colonização micorrízica no campo pode resultar na diminuição da diversidade de espécies de plantas, em razão dos efeitos no estabelecimento das plântulas e/ou da competição. Deduziram, ainda, que as MA desempenham papel fundamental na diversidade de espécies em uma comunidade de plantas no início da sucessão, através do recrutamento diferencial das plântulas. Na ausência de MA, o recrutamento das plântulas e a diversidade de espécies diminuíram.

### Estabelecimento de Plântulas e Interconexões

Em comunidades naturais, plantas hospedeiras são colonizadas por MA após a germinação, muitas vezes ainda com cotilédones, e freqüentemente são infectadas por mais de uma espécie (Read, 1991; Goodwin, 1992). Segundo Francis & Read (1984), existem evidências da presença de interconexões, feitas pelas hifas de MA, fisiologicamente funcionais, em combinações inter e intraespecífica nas plantas. Esses autores adicionaram CO<sub>2</sub> radioativo na atmosfera de plantas hospedeiras de MA, denominadas doadoras, que foram fontes de infecção das hifas para as plântulas associadas, denominadas receptoras. A radioatividade se acumulou no micélio externo das raízes das plantas doadoras e foi transferida através das hifas que penetravam nas raízes das plantas receptoras. Posterior quantificação dessa radioatividade revelou que a maior parte da transferência (cerca de seis vezes mais C radioativo) ocorreu para o interior das raízes das plantas que estavam na sombra, em comparação com as que estavam parcialmente sombreadas. O processo de transferência foi determinado pela conexão com a fonte enfraquecida (a planta receptora). De

acordo com os autores, a transferência de assimilados pode reduzir as diferenças na competição e aumentar a sobrevivência das plântulas.

Grime *et al.* (1987) e Sanders *et al.* (1995) sugeriram que as plantas em comunidades naturais são funcionalmente interconectadas com o micélio de MA, o qual serve de intermediário para exportar os fotoassimilados das espécies dominantes para as espécies subordinadas. A partilha dos recursos nutricionais pode reduzir a variação entre as plantas em relação ao tamanho da parte aérea, minimizando a hierarquia da parte aérea na competição entre as dominantes e as subordinadas, o que traz aumento na coexistência das diferentes espécies e contribui para aumento na diversidade florística da comunidade de plantas.

Francis & Read (1984), Francis *et al.* (1986) e Grime *et al.* (1987; 1988) sugeriram que as variações no tamanho da parte aérea ou na taxa de crescimento podem facilitar a transferência de fotossintatos de uma planta para outra, via conexões das hifas, que segue um gradiente da planta doadora para a planta receptora. Nesses casos, os indivíduos adultos vizinhos podem subsidiar o crescimento inicial das plântulas, especialmente as de sombra, com baixo custo energético, aumentando as chances de sucesso no estabelecimento e na sobrevivência. Newman (1988) sugeriu que as hifas de ligação entre hospedeiros vizinhos podem promover transferência direta de nutrientes minerais e também movimentá-los das raízes mortas ou moribundas para as raízes vivas, reduzindo a dependência de pequenas coortes para absorção de nutrientes mineralizados.

Segundo Miller (1987), é provável que a ocorrência dessas conexões entre plantas no campo seja muito freqüente, visto que, em algumas espécies de plantas, mais de 80 cm de hifas do fungo por centímetro de raiz infectada foram observados. A conexão entre plantas via hifas das micorrizas nos níveis inter e intraespecíficos sugere que o entendimento dos efeitos dessa conexão entre plantas vizinhas abaixo do solo pode ser necessário para explicar a competição acima do solo.

A perturbação do solo pode resultar em perda das conexões, afetando potencialmente o poder de recuperação da comunidade. A perda das hifas de conexão pode influenciar o estabelecimento das plântulas, pois, através das conexões, as plantas adultas podem atuar como "plantas enfermeiras" para as plântulas (Miller, 1987).

Janos (1992) afirmou que as hifas, no solo das florestas tropicais, podem transportar fotossintatos de plantas adultas, que possuem muito estoque, para as plântulas de sombra, permitindo que estas últimas sejam parcialmente heterotróficas para o C. O autor ainda sugere que, embora o custo energético da infecção micorrízica para as plântulas de sombra possa ser reduzido pela conexão com plantas adultas, através das hifas *runner* (que formam pontes de ligação), a necessidade

de posterior formação de abundante rede de hifas absorptivas, as quais não formam pontes, pode tornar insignificante a redução desse custo.

## POTENCIAL DE INÓCULO DAS MICORRIZAS ARBUSCULARES NO SOLO

A associação micorrízica pode ser iniciada pelas hifas originadas dos esporos e por aquelas contidas nas raízes vivas ou mortas (Sieverding, 1991). A formação das micorrizas depende dos fatores ambientais, da fisiologia do hospedeiro, dos microorganismos do solo e da quantidade e composição do inóculo (Chakraborty *et al.*, 1985). Alterações de alguns desses fatores podem influenciar no número de associações micorrízicas formadas, denominado de potencial de inóculo, que abrange a quantidade e a agressividade dos propágulos, a velocidade da colonização, o genótipo e a fisiologia do hospedeiro (Tommerup, 1992).

Segundo Janos (1980b; 1983; 1992; 1996), na floresta tropical úmida da Costa Rica são encontrados poucos esporos de MA no solo. O autor justificou esse baixo conteúdo como sendo resultado do fato de que embora o fungo micorrízico possa requerer substanciais quantidades de C do hospedeiro para esporular, esse fenômeno pode não ocorrer, mesmo que receba adequado suprimento de C. As infecções por MA na floresta madura podem se alastrar através das hifas, de raiz para raiz, entre as plantas micotróficas vizinhas. Isso é facilitado porque as MA não apresentam restrições aos diferentes tipos de hospedeiro e a grande quantidade de hospedeiros compensa a pequena produção de esporos.

Friese & Allen (1991) demonstraram que a suspensão do suprimento de fotossintatos pela fragmentação das raízes micorrizadas com MA pode aumentar a taxa de hifas *runner*, que são grossas e apresentam ramificações, e iniciam novas infecções. Essas hifas não fazem absorção e funcionam como propágulos. A fragmentação também diminui as hifas absorptivas, que são finas ( $\cong 2$  mm) e sem ramificações, não promovem novas infecções, fazem absorção e funcionam como propágulos. Os autores afirmaram também que as hifas *runner* produzem novas infecções na mesma planta ou em plantas diferentes, e que também formam hifas de ligação, que fazem a interconexão entre as plantas no ecossistema.

Fischer *et al.* (1994), trabalhando com o potencial do inóculo de quatro localidades, em La Selva, na Costa Rica, encontraram 62,8, 10,2, 7,0 e 10,4 propágulos de MA em 100 g de solo, em áreas de pastagem, no interior da floresta secundária e em solos descobertos de vegetação de seis e de quatro anos, respectivamente. O número de esporos por 100 g de solo seco foi de 38,4, 14,6, 10,2 e 3,8 nas mesmas áreas, respectivamente. Os autores não esperavam o baixo potencial do inóculo registrado para a floresta secundária, que era

dominada por espécies arbóreas micotróficas obrigatórias (Janos, 1980a; 1980b; 1983; 1985; 1987; 1992; 1996). O baixo potencial de inóculo dessa floresta foi justificado por Fischer *et al.* (1994) como sendo resultado da perturbação da rede raiz-hifa do solo, durante a coleta do solo e a realização do bioensaio, o que reduziu a sobrevivência e a infectividade das hifas externas às raízes; da pequena quantidade de esporos no solo, que podem ter sido perdidos pela predação por bactérias, fungos saprofíticos e pela fauna do solo; das espécies de hospedeiros (*Psidium guajava* e *Allium cepa*) empregadas no bioensaio, que não foram favoráveis à germinação dos esporos ou à formação da associação a partir das hifas do solo da floresta. Segundo os autores, as plantas hospedeiras utilizadas no bioensaio proporcionaram condições mais favoráveis para a colonização de espécies de MA que ocorrem em pastagens do que para aquelas que ocorrem na floresta. O alto potencial do inóculo para a pastagem foi justificado em função da quantidade de esporos, que devem ter sido a principal forma de inóculo.

Asbjornsen & Montagnini (1994) verificaram que o potencial do inóculo do solo oriundo de ambiente dominado por pteridófitas foi maior do que o daqueles dominados por gramíneas e floresta secundária, em uma pastagem que fora anteriormente abandonada, nas terras baixas e úmidas de La Selva, Costa Rica. Os autores sugeriram que o elevado potencial de inóculo registrado no solo com pteridófitas, onde a ocorrência de MA é comum, foi devido ao denso emaranhado das raízes, típico dessa vegetação, que aumentou a abundância dos propágulos de MA na forma de fragmentos de raízes colonizadas, e ao baixo *turnover* das raízes de pteridófitas. O baixo potencial do inóculo nos solos com grama (*Brachiaria* sp.) foi justificado como sendo resultado do micotrofismo facultativo dessa espécie, apesar da baixa fertilidade do solo. Para a floresta secundária, o baixo potencial do inóculo foi explicado a partir da hipótese de Janos (1980b), segundo a qual a dependência micorrízica das plantas micotróficas obrigatórias diminui após a maturidade.

A maior parte das estruturas de MA ocorre entre a profundidade de 20 cm e a superfície do solo, apresentando acentuado declínio na colonização e produção de esporos com o aumento da profundidade (Abbott & Robson, 1991). Os esporos podem ser transportados para as partes mais profundas do solo pela água ou podem ser carregados por artrópodes, porém o número de esporos de MA é muito baixo em profundidades de 50 a 60 cm (Sieverding, 1991). A maioria das raízes finas que são colonizadas por MA na floresta tropical da Costa Rica ocorre em até 10 cm de profundidade no solo mineral. Como esses fungos são aeróbios obrigatórios, não é provável que a associação seja eficiente a profundidades além dessa, especialmente em solos argilosos que ocorrem nos trópicos (Janos, 1996).

Cuenca & Lovera (1992) estudaram os efeitos de escavação e limpeza do solo para a construção de estradas em La Gran Sabana, na Venezuela, e observaram que, dois anos após a limpeza, os sítios perturbados continham 13 esporos de MA em 100 g de solo, e que a savana natural, próxima à área de perturbação, continha 200 esporos em 100 g de solo. Concluíram que a falta de propágulos de MA retardou em muito o estabelecimento das plantas nos locais de perturbação, porque espécies vegetais colonizadoras são dependentes da presença de MA para o estabelecimento.

Moorman & Reeves (1979), trabalhando em áreas semi-áridas nos Estados Unidos, verificaram que o solo de uma comunidade de plantas no início da sucessão, dominada por espécies não-micotróficas foi aproximadamente 40 vezes menos efetivo como inoculante do que o solo de uma comunidade de plantas no estágio final da sucessão, dominada por espécies micotróficas. Allen *et al.* (1989) observaram que o declínio das populações de MA ocorreu quando a espécie não-micotrófica *Salsola kali* cresceu em solo com abundância do inóculo.

Jasper *et al.* (1991), na Austrália, conduziram experimento para determinar a infectividade do solo perturbado de três tipos diferentes de vegetação nativa, através da técnica de diluição do solo. Os resultados mostraram que os solos oriundos de diferentes tipos de grama apresentavam de dez a 25 vezes mais propágulos infectivos do que solos da floresta nativa e da charneca. Os autores concluíram que o alto número de propágulos, como hifas e esporos, em solos onde crescem espécies de grama, garante que a infectividade possa ser mantida durante uma perturbação, enquanto que nos solos da floresta nativa e da charneca a perturbação pode limitar a formação de associação com MA.

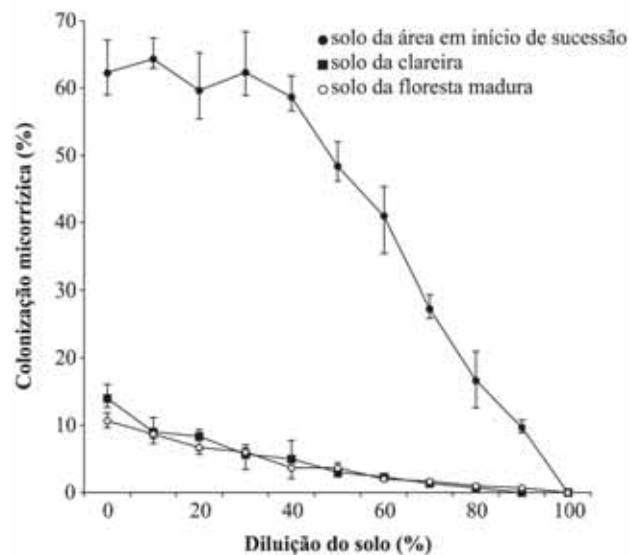
### Potencial de Inóculo em Diferentes Áreas

Foi avaliado o potencial de inóculo dos fungos micorrízicos arbusculares em solos coletados na rizosfera de plantas de 0,5 a 1 m de altura, em diferentes espécies arbóreas na floresta madura do Parque Estadual Mata dos Godoy (23°27'S e 51°15'W), no município de Londrina; em uma clareira com aproximadamente 15 m de diâmetro na mesma floresta; e em uma área desmatada e abandonada para recuperação natural, dominada por espécies arbóreas das fases iniciais da sucessão, adjacente à floresta. Os solos foram diluídos (0, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 80, 90 e 100%) utilizando-se uma mistura de subsolo (80%) e areia (20%) e fumigados com brometo de metila. Foram então colocados em sacos plásticos pretos com capacidade de 2 kg, com três repetições, e fez-se o plantio com plântulas de *Cecropia pachystachya* Trec. (Cecropiaceae) pré-germinadas. O bioensaio foi montado no dia seguinte ao da coleta dos diferentes solos no campo. Após 90 dias de

crescimento em casa de vegetação, as plântulas foram colhidas e suas raízes lavadas em água corrente. Para estimativa da colonização micorrízica, 1 g de raiz de cada planta foi clarificado em KOH 10% por uma hora a 90°C, acidificado com HCl 1% por três minutos, lavado em água corrente e corado com azul de tripano 0,05% (Rajapakse & Miller Jr., 1992). Foram utilizados segmentos de raízes finas, com cerca de 1 cm de comprimento (Giovannetti & Mosse, 1980).

O potencial original de inóculo de MA no solo da área em início de sucessão arbórea foi aproximadamente cinco vezes maior do que nos solos da floresta madura do Parque Estadual Mata dos Godoy e da clareira da mesma floresta (fig. 14). Os efeitos da diluição do solo oriundo dessas áreas podem ser observados na colonização micorrízica de *Cecropia pachystachya*, uma espécie pioneira, conhecida em estudo anterior como micotrófica, que apresenta alta resposta quando inoculada com MA em solo de baixa fertilidade. A área desmatada e abandonada para recuperação natural, dominada por espécies arbóreas pioneiras e secundárias iniciais, revelou que grande quantidade de propágulos de MA (304,6 esporos por 100 g de solo seco) estava presente antes da diluição do solo, mostrando inicialmente 63% de colonização micorrízica, que começou a diminuir a partir de 50% da diluição. Tomando como base a diluição de 50%, observa-se que a queda na colonização foi de 19%, e a taxa de redução da colonização da planta, utilizada no ensaio, ao longo da diluição foi menor do que a taxa de diluição do solo. Na área da clareira, a taxa de colonização de MA foi de 14% antes da diluição e, na primeira diluição, a colonização micorrízica foi reduzida; e em 50% de diluição, a queda na colonização foi de 73%. Para a área da floresta madura, onde as espécies secundárias tardias e clímaxes dominam, o conteúdo de propágulos antes da diluição era menor do que na clareira, e a taxa de colonização micorrízica foi de 11%. A diminuição da colonização também foi observada logo na primeira diluição do solo; e na diluição de 50% a queda foi de 73%. A taxa de colonização das raízes das plantas no bioensaio foi menor do que a taxa de diluição dos solos oriundos da clareira e da floresta madura, onde a diminuição da colonização micorrízica não foi reduzida na proporção direta da taxa de diluição do solo (na diluição de 50%, a taxa de colonização diminuiu 73%).

A elevada taxa de colonização micorrízica do solo oriundo da área dominada pelas espécies arbóreas em início de sucessão, em relação ao da clareira e ao da floresta madura, indica a baixa quantidade de inóculo disponível nessas últimas áreas. A colonização na área em sucessão inicial alcançou o índice original de propágulos da área da clareira e da área da floresta clímax quando o solo foi diluído em 90%. Esses resultados estão muito próximos daqueles obtidos por Jasper *et al.* (1991) para florestas da Austrália, porém esses auto-



**Figura 14.** Efeitos das diluições dos solos oriundos da área em início de sucessão, da clareira e da floresta madura, na colonização micorrízica das raízes de *Cecropia pachystachya*. Barras verticais indicam valores máximos e mínimos.

res obtiveram uma diminuição da colonização na proporção direta da taxa de diluição do solo (na diluição de 50%, a taxa de colonização diminuiu 50%). Os resultados indicam que as plantas pioneiras e secundárias iniciais arbóreas são capazes de multiplicar as MA em grandes quantidades, deixando um excesso no solo para os seus descendentes se instalarem, à medida que são produzidos. Porém, na floresta madura o número de propágulos foi muito pequeno, quando comparado ao da área em início de sucessão, indicando que as plantas secundárias tardias e clímaxes, que dominam a vegetação no interior da floresta, apresentam baixo requerimento de MA e não as multiplicam de maneira satisfatória, sendo hospedeiros que apresentam baixa micotrofia.

O número inicial de propágulos na clareira foi ligeiramente maior do que na floresta clímax, indicando que, com a formação da clareira, conseqüentemente houve aumento da luminosidade no solo florestal, e as plântulas micotróficas que estavam na sombra, ou parcialmente sombreadas, puderam iniciar o crescimento e suprir os simbiontes com a quantidade de C necessária para a multiplicação dos seus propágulos. Observou-se que a taxa de colonização micorrízica entre as áreas de clareira e de floresta madura foi semelhante desde a primeira diluição, e que o conteúdo inicial dos esporos foi pouco mais elevado na clareira (9,5 esporos por 100 g de solo seco) do que no solo da floresta madura (5,7 esporos por 100 g de solo seco), o que pode ter feito a diferença entre essas duas áreas. Os propágulos oriundos das duas áreas podem apresentar potencial semelhante, e as espécies de MA da clareira devem ser muito semelhantes às da floresta madura, porque, antes da formação da clareira, o local era dominado por espécies secundárias tardias e clímaxes que estavam sob o dossel.

A mudança na composição de espécies de MA do interior da floresta para a área em início de sucessão é mostrada na tabela 3. Apenas *Glomus macrocarpum* ocorreu nas duas áreas. Quando florestas são derrubadas, conseqüentemente há exposição do solo, o que traz mudanças na composição de espécies de MA (Miller, 1987; Read, 1991; Janos, 1996; Sanders *et al.*, 1995). Essas mudanças provavelmente diminuem ou eliminam as espécies de MA mais adaptadas ao ambiente do interior da floresta e selecionam as mais adaptadas ao novo ambiente, que se encontra perturbado, como na área em início de sucessão. Tal mudança pode justificar o baixo potencial de inóculo do solo da floresta. O novo ambiente perturbado da casa de vegetação, os sacos plásticos de cultivo, a quebra das hifas no momento da coleta do solo e, talvez, a planta hospedeira micotrófica utilizada (assumindo que MA são discriminadas pelo hospedeiro), são fatores que podem ter contribuído para o baixo desempenho das espécies de MA oriundas da clareira e da floresta madura, no bioensaio. A área em início de sucessão apresentou alto potencial de inóculo, o que pode ser explicado pelo maior conteúdo de esporos nesse solo do que nas outras áreas e pela presença de espécies de MA que estariam mais adaptadas a ambientes estressados, como os que se apresentam na área em questão e na casa de vegetação.

O corte de raízes e hifas durante a coleta dos solos e da montagem do bioensaio pode ter provocado diminuição do potencial do inóculo produzido, pela redução da sobrevivência e da infectividade das hifas das MA (Jasper *et al.*, 1989a, 1989b; Read, 1991; Fischer *et al.*, 1994; Janos, 1992, 1996). É possível que o potencial de inóculo dos diferentes solos testados em casa de vegetação esteja subestimado em relação ao verdadeiro potencial de inóculo no campo. Porém, como o procedimento de coleta e o preparo dos diferentes solos para testar o potencial de inóculo foram semelhantes, os resultados obtidos

refletem a grande diferença observada entre as distintas localidades, demonstrando as diferenças na disponibilidade do inóculo de MA. Além de apresentarem diferentes fertilidades, são dominadas por diferentes espécies de plantas pertencentes a diferentes grupos sucessionais, embora essas localidades estejam muito próximas umas das outras.

O baixo potencial de inóculo e o conteúdo dos esporos de MA nessa floresta madura foram semelhantes aos obtidos por Janos (1992), Fischer *et al.* (1994) e Asbjornsen & Montagnini (1994) em solos do interior da floresta tropical na Costa Rica. Esses autores justificaram o baixo potencial do inóculo dessa floresta como sendo resultado da perturbação da rede de hifas durante a coleta do solo e a realização do bioensaio (Janos, 1992; Fischer *et al.*, 1994); da pequena quantidade de esporos que foi predada pela fauna do solo; das espécies de hospedeiros que foram utilizadas no bioensaio, que não eram favoráveis à formação da associação micorrízica a partir dos propágulos da floresta (Fischer *et al.*, 1994); e da diminuição da micotrofia das espécies arbóreas após a maturidade (Janos, 1980b; Asbjornsen & Montagnini, 1994). Além da composição das espécies de plantas, uma diferença fundamental é evidenciada: a fase madura das florestas da Costa Rica é dominada por espécies arbóreas micotróficas obrigatórias (Janos, 1980a; 1980b; 1983; 1985; 1987; 1992; 1996) e, na floresta aqui estudada, a fase madura mostra ser dominada por espécies de plantas arbóreas não-micotróficas e micotróficas facultativas. Portanto, o baixo potencial do inóculo encontrado na floresta do Parque Estadual Mata dos Godoy pode ser justificado pela pequena quantidade de plantas hospedeiras adequadas que dominam o interior da floresta, onde os simbiontes são pouco multiplicados.

O baixo número de propágulos e de esporos de MA registrado no interior da floresta madura poderia ser justificado, também, pela predação das hifas e esporos

**Tabela 3.** Ocorrência das espécies de micorrizas arbusculares no interior da floresta madura do Parque Estadual Mata dos Godoy e em área adjacente em início de sucessão (em 20 amostras de solo coletadas em março de 1994).

Espécies	Floresta madura	Início de sucessão
<i>Acaulospora appendicula</i> Spain, Sieverding & Schenck	-	+
<i>Acaulospora cavernata</i> Blaszkowski	-	+
<i>Acaulospora mellea</i> Spain & Schenck	+	-
<i>Acaulospora longula</i> Spain & Schenck	-	+
<i>Acaulospora rugosa</i> Morton	-	+
<i>Acaulospora scrobiculata</i> Trappe	+	-
<i>Acaulospora tuberculata</i> Janos & Trappe	+	-
<i>Glomus albidum</i> Walker & Rhodes	-	+
<i>Glomus diaphanum</i> Morton & Walker	-	+
<i>Glomus tenebrosum</i> (Thaxter) Berch	+	-
<i>Glomus macrocarpum</i> Tulasne & Tulasne	+	+
<i>Glomus clavisporum</i> (Trappe) Almeida & Schenck	-	+
<i>Gigaspora ramisporophora</i> Spain, Sieverding & Schenck	+	-
<i>Scutellospora fulgida</i> Koske & Walker	-	+
<i>Scutellospora weresubiae</i> Koske & Walker	-	+

por organismos que, supostamente, estariam em abundância nesse ambiente (Janos, 1980b, 1992, 1996; Fischer *et al.*, 1994; Asbjornsen & Montagnini, 1994), não permitindo o desenvolvimento da rede de micélio, a esporulação e a conseqüente colonização das raízes das plantas. Neste estudo, o conteúdo dos esporos na área em início de sucessão foi, respectivamente, 53 e 32 vezes maior do que na floresta madura e na clareira. A sugestão de que há predação de hifas e esporos no interior da floresta parece não ser correta, visto que os organismos predadores de esporos da floresta poderiam invadir a área em início de sucessão, que é adjacente a ela, e aumentar sua abundância em função da disponibilidade de hifas como alimento, conduzindo a uma provável diminuição do inóculo de MA para níveis próximos aos obtidos para a floresta madura.

Nas florestas de terra firme da Amazônia, a maior parte das raízes acumula-se na superfície do solo florestal (Klinge & Rodrigues, 1968), e nas florestas tropicais da Costa Rica, as raízes atingem entre 5 e 10 cm de profundidade no solo (Janos, 1992; 1996). Os dois solos são pobres em minerais, tornando muito importante os fungos micorrízicos para a nutrição mineral das plantas (Janos, 1980a, 1980b, 1983, 1987, 1996; St. John & Coleman, 1983; Cuenca & Lovera, 1992). Na floresta do Parque Estadual Mata dos Godoy, o emaranhado das raízes finas das plantas, onde ocorre a maior parte da absorção dos minerais e é o local da colonização pelas hifas de MA, é encontrado na superfície e em profundidades em torno de 25 cm no solo. Além disso, o solo é rico em matéria orgânica e apresenta alto conteúdo de minerais (tab. 4). A profundidade do espalhamento das raízes no solo dessa floresta é 2,5 a cinco vezes maior do que na Amazônia e na Costa Rica, o que significa maior área de exploração pela raiz e pode contribuir para o baixo potencial do inóculo de MA na floresta em questão.

#### MICORRIZAS E A AQUISIÇÃO DOS MINERAIS DO SOLO

Segundo Santos (1989) e Miller & Jastrow (1994), o ciclo de nutrientes nos ecossistemas apresenta dois aspectos: a) o ciclo geoquímico, que envolve a entrada dos elementos químicos através da precipitação pluviométrica, do material sólido em suspensão, do intemperismo da rocha matriz e da fixação biológica do

nitrogênio, sendo que a saída pode ocorrer pelo escoamento superficial da água e/ou por lixiviação, erosão e volatilização dos elementos químicos através da combustão da biomassa; b) o ciclo biogeoquímico, que envolve a contínua produção de matéria orgânica pelo componente biótico do ecossistema e a conseqüente devolução dos nutrientes ao solo, através da decomposição.

O ciclo biogeoquímico é caracterizado pela queda de material vegetal constituído por folhas, ramos, galhos e cascas, pelo escoamento de água do tronco e da lavagem das folhas, onde estão contidos minerais provenientes da poeira em suspensão e exudatos das plantas, além de restos de organismos, constituindo o manto florestal ou serapilheira. Esse compartimento tem intensa atividade decompositora, onde ocorre a mineralização dos compostos orgânicos e o retorno dos nutrientes aos produtores, via solo mineral (Schlittler, 1990). A serapilheira acumulada sobre o solo é de grande importância na dinâmica dos ecossistemas florestais, pois as transformações que aí ocorrem são responsáveis pela maior parcela do fluxo de energia dentro do sistema (Odum, 1969), ao qual está associada a reciclagem de nutrientes (Santos, 1989). Outra contribuição importante provém da decomposição das raízes mortas abaixo do manto florestal (Pagano, 1985). Para St. John & Coleman (1983), na Floresta Amazônica, as raízes, particularmente as finas, crescem, morrem e são decompostas mais rapidamente do que as partes aéreas, e o *turnover* das raízes é significativa fonte de C para o ecossistema e pode ser maior do que a produção pela parte aérea. Os organismos decompositores são imprescindíveis na reciclagem de nutrientes para a vegetação nas florestas tropicais. Entre os próprios microorganismos há a utilização de determinados elementos em cadeia, num processo de imobilização, até serem liberados no solo, com possibilidade de absorção pelas raízes.

O C fixado pela fotossíntese é incorporado ao solo em formas complexas, juntamente com os nutrientes minerais, que são oriundos da serapilheira produzida pelas plantas (Miller & Jastrow, 1994). Os organismos do solo, como insetos, minhocas, artrópodes, nematóides, fungos e bactérias, estão envolvidos na quebra desses recursos orgânicos, usando o C como fonte de energia para a remobilização dos elementos minerais dentro da solução do solo; a morte e os excretas desses

**Tabela 4.** Concentração de nutrientes no solo da floresta madura e no solo da área em início de sucessão. Amostras coletadas entre 0 e 20 cm de profundidade (n = 10). Médias seguidas pelas mesmas letras nas colunas não diferem pelo teste de Tukey (p < 0,05).

		C	P	Al	Ca	Mg	k
	pH	g 100g <sup>-1</sup>	mg kg <sup>-1</sup>		meq 100 mL <sup>-1</sup>		
Floresta madura	4,9 a	4,2 a	9,96 a	0,04 b	11,7 a	3,61 a	0,52 b
Início de sucessão	5,2 a	1,8 b	1,89 b	0,09 a	6,89 b	2,77 b	0,73 a

organismos também contribuem para o conteúdo orgânico do solo (Dighton & Boddy, 1989). O solo é um meio altamente heterogêneo, no qual ocorrem os processos de mobilização de nutrientes e a mineralização, resultando em um *pool* de nutrientes inorgânicos na solução do solo, que está disponível para absorção pelas raízes das plantas (Dighton, 1991).

Segundo Odum (1969), em função do aumento das taxas de lixiviação do solo, que ocorre num gradiente dos pólos para o equador, os estádios iniciais da sucessão secundária são caracterizados por transformações rápidas dos recursos ambientais (luz, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O e minerais) em biomassa. Os nutrientes do solo são absorvidos e assimilados pelas plantas pioneiras de vida curta, que crescem e amadurecem rapidamente, tendo como base uma abundante fonte mineral. Já os estádios finais da sucessão, caracterizados pela baixa disponibilidade de nutrientes minerais no solo devido à incorporação na biomassa, são compostos por plantas de crescimento lento e vida longa, que frutificam após longo período juvenil e apresentam grande número de espécies que coexistem. Nesses ecossistemas, a aquisição de minerais do solo é de pouca importância, em comparação com a reciclagem de nutrientes pela biomassa existente. Baseados nessa estratégia de desenvolvimento dos ecossistemas, Janos (1980b), Allen & Allen (1980; 1990), Reeves (1985), Gange *et al.* (1990), Pankow *et al.* (1991), Barea & Jeffries (1995) e Sanders *et al.* (1996) sugeriram que as plantas dos estádios iniciais da sucessão apresentam rápido crescimento e estão adaptadas para altos níveis de nutrientes minerais disponíveis no solo. Assim, o auxílio de MA para aquisição dos minerais é de pouca importância, podendo mesmo ser desvantajoso para as plantas que apresentam características de pioneiras. Já as plantas dos estádios finais da sucessão estão adaptadas à escassez de nutrientes, o que favorece as plantas de longo período de vida, que são mais econômicas no uso de recursos externos, conduzindo para a redução da taxa de crescimento. No estágio tardio da sucessão, muitos recursos nutricionais estão incorporados na biomassa, o que aumenta a importância das micorrizas, que representam um circuito para a reciclagem de nutrientes através da reaquisição direta de nutrientes oriundos da decomposição da serapilheira e da transferência para as plantas.

### **Interações entre Micorrizas e Outros Microorganismos da Rizosfera**

Conhecer as interações existentes entre microorganismos é crucial para entender os processos de estabelecimento e manutenção da rizosfera, que afetam o crescimento e a saúde da planta. Os fungos micorrízicos são componentes-chave na microbiota do solo, e alguns microorganismos podem afetar a infectividade e/ou a efetividade desses fungos. Por outro lado, os fungos

afetam a colonização microbiana na rizosfera. Algumas interações entre micorriza e microorganismos do solo afetam os ciclos de nutrientes, influenciando no crescimento e na nutrição da planta. Outras interações estão relacionadas com a atividade de microorganismos patogênicos no solo quando atuam como agentes de controle biológico, influenciando a saúde da planta (Azcón-Aguilar & Barea, 1992).

As populações de microorganismos rizosféricos são afetadas por exudatos, lisatos, secreções, fragmentos de tecidos, etc., todos provenientes da raiz, sendo essa região definida como rizosfera (Lynch, 1983; Curl & Truelove, 1986). O desenvolvimento da rizosfera é um processo dinâmico onde estão relacionados processos químicos, físicos e biológicos que modificam a interface raiz-solo. Os fatores-chave da ecologia da rizosfera estão nas variações quantitativas e qualitativas que afetam as populações dos grupos funcionais de microorganismos e a morfologia e fisiologia das raízes (Foster & Bowen, 1982). Esses efeitos estão baseados na produção de substâncias reguladoras do crescimento e de enzimas, compostos que modificam a morfologia, a distribuição e o número de raízes do sistema, aumentando, assim, a concentração de carboidratos (Bowen, 1980). Todos esses processos têm grande influência no desenvolvimento e na funcionalidade das micorrizas (Barea, 1986).

Outra importante consequência do aumento da atividade microbiana na rizosfera, e que afeta a formação das micorrizas, é a capacidade que muitos microorganismos têm de modificar a disponibilidade de nutrientes. O aumento da disponibilidade de nutrientes na rizosfera é o resultado das modificações induzidas por propriedades físico-químicas dos microhabitats e dos processos bioquímicos desenvolvidos pelos microorganismos da rizosfera, que repercutem nas micorrizas (Azcón-Aguilar & Barea, 1992).

A atividade e a dinâmica da população de microorganismos na rizosfera dependem, em grande parte, de sua capacidade saprofítica. Esse fator também determina a competitividade dos microorganismos na rizosfera e na obtenção de fonte de C liberado pela planta, que é limitada. É conhecido que os fungos micorrízicos, nos seus primeiros estágios de desenvolvimento, não têm atividade saprofítica e não competem com outros microorganismos da rizosfera pelos nutrientes disponíveis. No entanto, nesses primeiros estágios podem ocorrer interações antagônicas com alguns grupos de microorganismos que beneficiam indiretamente outros grupos (Bagyaraj, 1984). O micélio intra-radical está protegido dos processos de antagonismo depois que a simbiose está estabelecida, ainda que o micélio extraradical continue exposto à ação dos microorganismos do solo, que podem atacar e lesar as hifas, trazendo uma diminuição na efetividade do fungo.

Em geral, a germinação dos esporos no solo pode ser afetada por processos de fungestase de origem

microbiana (Stotzky, 1972). Alguns estudos com ectomicorrizas (Marx & Krupa, 1978) demonstraram que a viabilidade de propágulos e seu desenvolvimento foram afetados por microrganismos do solo. No entanto, existem poucos estudos de avaliação do impacto do efeito da fungestase no solo e sua repercussão na comunidade microbiana da rizosfera. Theodorou & Bowen (1973) observaram que somente uma pequena porcentagem (cerca de 10%) dos esporos inoculados no solo foi capaz de germinar. Por outro lado, a presença de *Rhodotorula* e *Ceratocystis* estimulou a germinação dos esporos no solo (Fries, 1978; 1979).

Os fungos micorrízicos arbusculares são considerados simbioses obrigatórios porque, até o presente momento, não foi possível cultivá-los em meio de cultura sintético. No entanto, os esporos possuem todas as condições genéticas e bioquímicas para germinar (Azcón-Aguilar *et al.*, 1991). Esse processo não depende da presença de nutrientes no meio, e os esporos são capazes de germinar em placas de Petri com ágar-água (Hepper & Smith, 1976; Azcón, 1987), sendo que muitos fatores influenciam sua germinação, incluindo a presença de microrganismos (Andrade *et al.*, 1991).

Cerca de 50% dos esporos de MA inoculados no solo são capazes de germinar (Sylvia & Shenck, 1983). No entanto, esses resultados não estão relacionados com processos de fungestase, ainda que esses processos possam impedir a germinação de algumas espécies de *Glomus*, *Gigaspora* e *Acaulospora* em solos naturais (Tommerup, 1985), o que pode ter relação com a atividade microbiana em solos supressivos. Wilson *et al.* (1989) observaram que a germinação de esporos foi significativamente inibida em solo não-estéril. Essa inibição foi atribuída à presença de microrganismos, e não foi observada quando o P foi adicionado. Esses resultados sugerem que a competição pelo P, entre os microrganismos, pode induzir à fungestase.

Como descrito anteriormente, as interações microbianas na rizosfera apresentam efeitos diversos, podendo tanto estimular como inibir processos. A rizosfera é um microcosmo de interrelações microbianas, onde cada espécie tem sua função e está envolvida direta ou indiretamente no desenvolvimento das plantas e no equilíbrio do sistema.

### Micorrizas Arbusculares e a Reciclagem de Minerais

Nos ecossistemas florestais, a serapilheira é o principal fornecedor de matéria orgânica e nutrientes minerais para o solo, regulando a maioria de seus processos funcionais (Pagano, 1985). Os ecossistemas florestais apresentam grande variação quanto ao nível de nutrientes, desde oligotróficos (solos inférteis) até eutróficos (solos férteis), sendo essa variação dependente do grau de fertilidade do solo sobre o qual se desenvolve

a vegetação (Vitousek, 1984). Jordan & Herrera (1981) afirmaram que cada ecossistema apresenta reciclagem distinta de nutrientes. Nos ecossistemas oligotróficos, que apresentam solos pobres em nutrientes e geralmente lixiviados (como em vários ecossistemas amazônicos), as plantas possuem mecanismos de conservação dos minerais na sua biomassa, através da translocação destes antes da queda das folhas. Assim, os baixos níveis de nutrientes minerais no solo são justificados devido à pobreza de nutrientes nas cinzas da serapilheira. Klinge & Rodrigues (1968) obtiveram 152 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de macronutrientes transferidos para o solo, via serapilheira, em floresta de terra firme na Amazônia. Na floresta tropical da Costa Rica, Heaney & Proctor (1989) determinaram que 219 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de macronutrientes foram transferidos para o solo pela decomposição da serapilheira. Ao contrário, solos bem estruturados e com bom potencial químico nutricional podem manter vegetação que não precisa conservar seus nutrientes, antes, pode devolvê-los ao meio para nova reciclagem (Jordan & Herrera 1981; Vitousek & Sanford Jr., 1986; Pagano, 1989; Santos, 1989; Schlittler *et al.*, 1993).

Tendo em vista que os solos oligotróficos apresentam baixa reserva mineral para o fornecimento de nutrientes à vegetação, Janos (1980a; 1980b), trabalhando em florestas da Costa Rica, constituídas por solos pobres (Asbjornsen & Montagnini 1994; Johnson & Wedin 1997), sugeriu que MA desempenham papel de grande importância na absorção e na transferência dos nutrientes minerais para as plantas que compõem a floresta madura.

Segundo Pagano (1989), 446 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de macronutrientes foram restituídos ao solo através da decomposição da serapilheira na mata mesófila semidecídua, no município de Rio Claro (SP). Schlittler *et al.* (1993), trabalhando na floresta mesófila semidecídua do Parque Estadual Morro do Diabo, no município de Teodoro Sampaio (SP), encontrou 427 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de macronutrientes restituídos via serapilheira. Santos (1989) quantificou 512 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de macronutrientes transferidos para o solo, via serapilheira, na floresta tropical subcaducifolia do Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo, no município de Fênix (PR). Diniz (1987) obteve 615 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de macronutrientes restituídos ao solo através da decomposição da serapilheira, em mata mesófila semidecídua, no município de Araras (SP). Todos esses autores concluíram que as plantas das florestas estudadas nos estados de São Paulo e Paraná não possuem mecanismos de conservação dos elementos minerais em sua biomassa, e que esses elementos são eliminados juntamente com folhas, ramos, galhos, cascas e flores, contribuindo assim para a alta fertilidade do solo. Todos os solos foram considerados eutróficos.

Na Amazônia, chuvas abundantes durante quase todo o ano, associadas a solos rasos e friáveis, provocam



intensa lixiviação dos nutrientes, e raízes superficiais ocorrem para evitar a perda destes (Klinge & Rodrigues, 1968), enquanto que nas matas mesófilas semidecíduas a camada acumulada de raízes superficiais pode ocorrer entre 12 e 25 cm, o regime pluviométrico não é tão elevado e constante como na Amazônia e a lixiviação e conseqüente perda de nutrientes, embora ocorram, não são tão intensas (Schlittler *et al.*, 1993).

Florestas produtivas são ricas em P, K e Ca, reciclam grandes quantidades de nutrientes e desenvolvem-se em solos férteis, enquanto que em solos inférteis desenvolvem-se florestas menos produtivas, com menor quantidade de nutrientes e menor reciclagem (Vitousek & Sanford Jr., 1986). As diferenças entre ambientes oligotróficos e eutróficos permitem explicar o porquê de a reciclagem dos nutrientes e sua utilização serem distintas, sendo que o conteúdo de nutrientes disponíveis no solo pode estar determinando a importância da presença do inóculo dos fungos micorrízicos nesses diferentes ecossistemas. Nos ambientes oligotróficos, como na Amazônia e na Costa Rica, devido à baixa disponibilidade de nutrientes minerais no solo, os fungos micorrízicos parecem desempenhar importante papel na absorção e transferência de minerais para as espécies de plantas pertencentes à floresta madura.

O nível da atividade microbiana está relacionado com o conteúdo de matéria orgânica do solo. Aqueles que contêm muita matéria orgânica apresentam altas biomassa e atividade microbiana, em contraste com os que apresentam pouca matéria orgânica, que mostram baixa atividade microbiana e insignificante biomassa (Pfleger *et al.*, 1994). O aumento da matéria orgânica no solo permite aumentar a taxa e a eficiência da decomposição e da mineralização das partes mortas da planta, o que provoca aumento na liberação de nutrientes para o solo, favorecendo a produção primária (Sieverding, 1991).

Para os ambientes eutróficos, como na floresta estacional semidecidual do Parque Estadual Mata dos Godoy, a possível falta de mecanismos de conservação dos nutrientes antes da queda dos constituintes vegetais torna a serapilheira mais rica em nutrientes, conduzindo ao maior conteúdo de minerais no solo, que podem estar disponíveis para as plantas em grandes quantidades. Como a dependência micorrízica das plantas diminui com o aumento da concentração de P no solo (Habte & Manjunath, 1987; Thomson *et al.*, 1990; Read, 1991; Graham & Eissenstat, 1994), a importância das MA na absorção e transferência dos minerais para as plantas pode ser bastante reduzida. Possivelmente, nesses ambientes tropicais eutróficos, devido à riqueza de nutrientes e às altas taxas de decomposição da serapilheira florestal, o retorno dos elementos minerais para o solo é rápido, e os minerais podem ficar estocados e disponíveis para as plantas. Parte dos elementos minerais oriundos da decomposição da serapilheira é utilizada pela micro e pela mesofauna do solo e fixada na sua bio-

massa, com posterior liberação no próprio solo e possível absorção pelas raízes; e parte está em forma disponível para ser diretamente absorvida pelas plantas.

Assim, se parte dos minerais pode ser absorvida pelas raízes das plantas antes de ser fixada na biomassa dos organismos que compõem a fauna do solo, se os nutrientes que podem ser absorvidos pelas plantas estiverem realmente abundantes no solo mineral e se as plantas que participam do estágio final da sucessão apresentarem menor demanda para os nutrientes minerais em razão do seu lento crescimento quando comparadas com as espécies pioneiras, a utilização das micorrizas pelas plantas que compõem a floresta madura pode não ser de grande importância na absorção e na transferência dos minerais do solo. A diminuição da importância das MA também pode ser fundamentada em Santos (1989), que afirmou, para floresta estacional semidecidual do estado do Paraná, que no subsistema solo-serapilheira (profundidade de 0 a 7 cm) ocorrem os mais importantes processos reguladores da reciclagem de nutrientes minerais, seja pela grande atividade biológica decompositora, seja pela ação lixiviadora da água de precipitação, que move os nutrientes em direção à rede de raízes localizada abaixo ou no subsistema mencionado, sendo que, quanto mais intensa a precipitação, maiores quantidades de nutrientes serão colocadas à disposição do sistema de raízes das plantas.

O estágio inicial da sucessão é caracterizado pelo domínio das espécies pioneiras, que apresentam tempo de vida curto, crescimento rápido, intolerância à sombra, pequenos frutos e sementes dispersadas a grandes distâncias, alta taxa fotossintética e alta capacidade de absorção e acumulação de nutrientes (Budowski, 1965; Ferretti *et al.*, 1995). Essas características podem ser enquadradas no perfil de hospedeiros micotróficos obrigatórios (Zangaro 1997; Siqueira, *et al.*, 1998), devido à grande demanda por minerais, os quais, em solos de baixa fertilidade ou degradados, podem não estar disponíveis em quantidades suficientes para a manutenção do crescimento das plantas. Isso faz das MA importantes componentes das raízes de plantas pioneiras e secundárias iniciais, auxiliando na absorção dos nutrientes minerais, no estabelecimento e na sobrevivência dessas espécies no início da sucessão. Quando o processo sucessional avança, as condições nutricionais do solo são alteradas, com o aumento na disponibilidade dos minerais no solo em razão da decomposição da serapilheira produzida inicialmente pelas espécies que compõem as fases iniciais da sucessão, que apresentam grande acúmulo de nutrientes em sua biomassa.

Segundo Embrapa-Iapar (1984), o solo da floresta deste estudo é do tipo TRe3: terra roxa estruturada, textura argilosa, variedade eutrófica, derivado de rochas basálticas do derrame do *trapp*. A composição química do solo da floresta madura do Parque Estadual Mata dos Godoy apresenta maior teor de minerais do que o

solo degradado da área em início de sucessão, onde crescem as espécies pioneiras, principalmente na quantidade de P, que foi quase seis vezes maior (tab. 4). O grande conteúdo e a provável grande disponibilidade de nutrientes no solo durante a fase madura da floresta, aliados ao sombreamento das plântulas, ao lento crescimento e ao baixo requerimento de minerais das espécies que compõem esse estágio podem ter sido decisivos para a baixa colonização e o baixo desempenho dos hospedeiros quando micorrizados em casa de vegetação, em função das adaptações na absorção dos minerais que as espécies que formam a floresta madura provavelmente sofreram ao longo do seu processo evolutivo. Santos (1989) sugeriu que o fato de haver elevados teores de P e Ca nos solos é um bom indicador do eficiente fornecimento de P para as plantas, o que parece ocorrer no presente caso. Acrescente-se, ainda, que o baixo teor de Al encontrado na profundidade de 0 a 20 cm no solo da floresta, local onde se encontra a maior parte das raízes finas, evita que ocorra uma das principais formas de imobilização do P no solo, que é pela formação de fosfatos pouco solúveis de Fe e Al (Jordan & Herrera, 1981; Cooperband *et al.*, 1994).

A provável ausência de micotrofia obrigatória nas plantas que participam dos estágios finais da sucessão na floresta em estudo justifica a falta de resposta à inoculação na maioria dessas espécies em solo deficiente de nutrientes minerais, principalmente de P, e a ausência ou a baixa colonização micorrízica observadas tanto na casa de vegetação quanto no campo. Porém, a ausência de resposta pelas espécies secundárias tardias e clímaxes não deve ser analisada apenas no contexto nutricional. Um dos aspectos que precisa ser levado em conta é o fato de que os organismos atuais e sua dinâmica funcional são o resultado da sua história evolutiva. É provável que as espécies de plantas arbóreas que compõem a floresta madura tenham desenvolvido, ao longo do seu processo evolutivo, grande capacidade para se estabelecer e para sobreviver em solos férteis com ausência de MA ou com poucas MA. A grande quantidade de nutrientes disponíveis para o sistema de raízes torna a associação com fungos micorrízicos pouco eficiente. A colonização micorrízica e o custo do C produzido pela associação tendem a ser evitados, principalmente pelas plântulas de sombra, que permanecem muito tempo no ponto de compensação luminoso e que serão importantes componentes da fase madura da floresta. A tendência das raízes de evitar a colonização pelas hifas das micorrizas pode ter sido determinante para que essas plantas seguissem um caminho que conduziu para o estado facultativo ou de independência em relação às MA para absorção de nutrientes minerais do solo, como previsto por Trappe (1987), referindo-se a gramíneas.

A ausência de colonização micorrízica pode estar associada a uma condição especializada em certas plantas

vasculares que evoluíram a partir de hábito micotrófico primitivo para condição não-micotrófica (Malloch *et al.*, 1980). As plantas não-micotróficas podem ter evoluído e obtido sucesso em habitats onde não foi possível adquirir benefícios da associação com fungos micorrízicos (Schwab *et al.*, 1984), como em locais extremos, com baixo conteúdo de MA (Reeves *et al.*, 1979; Moorman & Reeves, 1979; Allen & Allen, 1980; 1984), ou onde a baixa taxa de exudação da raiz pode ser resultado de uma pressão seletiva para diminuir a perda de fotosintatos, o que reduziu a colonização micorrízica. E, segundo Schwab *et al.* (1984), as altas taxas de exudação das raízes das plantas que tipicamente formam associação com MA podem ser resultado da pressão seletiva para fornecer substrato adequado para favorecer a associação com os fungos simbiotes.

Wedin & Tilman (1990) trabalharam com reciclagem de N em ecossistemas dominados por gramas perenes. Os autores observaram que em solo com baixa disponibilidade de N, as gramas de estação quente alocam muita biomassa na parte aérea e apresentam baixa concentração desse elemento nos tecidos, produzindo serapilheira onde a reciclagem e o suprimento de minerais são mais lentos, o que cria um ambiente no qual a disponibilidade dos nutrientes é baixa e favorece a colonização por fungos micorrízicos como estratégia para obtenção de nutrientes. Por outro lado, as espécies de estações frias alocam menos biomassa na parte aérea e apresentam grande demanda por N, mostrando altas concentrações desse elemento nos tecidos e produzindo serapilheira com alto conteúdo desse nutriente, que se decompõe rápido, criando ambiente com alto conteúdo de nutrientes disponíveis, favorecendo a independência em relação às MA. Esses resultados parecem demonstrar que o aumento da fertilidade do solo, que ocorre ao longo do processo da formação de uma floresta, conduz as plantas que pertencem aos estágios finais da sucessão à independência de MA para obtenção de nutrientes minerais. Neste estudo, as espécies tardias na sucessão adaptaram-se em solos com grande disponibilidade de nutrientes, como nos solos da floresta, e quando colocadas em solos mais pobres, como aquele utilizado para o crescimento das espécies na casa de vegetação, não se beneficiaram da presença de MA e, em algumas ocasiões, rejeitaram a simbiose. Portanto, o estado facultativo ou de independência de fungos simbiotes encontrado nas espécies arbóreas que compõem a fase madura da floresta pode estar relacionado com a ausência do micotrofismo pelos seus ancestrais, embora Gemma & Koske (1992) tenham sugerido que a grande irradiação das angiospermas micotróficas nas ilhas do Havaí dependeu de MA.

A baixa intensidade luminosa pode induzir respostas negativas no crescimento de plantas colonizadas por MA. Os nutrientes absorvidos pelo fungo não conduzem à resposta positiva no crescimento, porque a taxa de

aquisição de C via fotossíntese está limitando a taxa de crescimento. Assim, existe um delicado balanço entre os benefícios obtidos da simbiose na aquisição de minerais e o custo para sustentar o comportamento heterotrófico do fungo simbiote (Smith & Read, 1997). A capacidade de fixação de C é reduzida pelo sombreamento (Alexander, 1989), e plantas colonizadas por MA podem estar mais limitadas pelo C do que pelos nutrientes minerais em locais com baixa intensidade luminosa (Smith & Read, 1997). Segundo Jakobsen & Rosendahl (1990), o fungo simbiote pode usar acima de 20% do total de C fixado pela planta.

Paul & Kucey (1981) sugeriram que, embora as MA possam exigir certo custo em fotossintatos da planta hospedeira, esta pode compensar esse custo com o aumento na fixação de CO<sub>2</sub>. Essa afirmação parece não se enquadrar nas condições da fase madura da floresta aqui estudada, porque as plântulas das espécies que participam das fases finais da sucessão são sombreadas. Elas permanecem muito tempo no ponto de compensação da fotossíntese e provavelmente não produzem carboidratos suficientes para a manutenção de MA em suas raízes, e esses açúcares devem ser suficientes apenas para seu fraco e lento crescimento. Como essas plantas evoluíram em ambientes com alta disponibilidade de nutrientes e pouca luminosidade, adaptaram-se a sobreviver no interior da floresta com baixas quantidades de MA, demonstrando seguir um caminho de independência de MA para absorção dos nutrientes do solo. Já as plântulas pioneiras, que somente sobrevivem em ambientes com grande disponibilidade de luz, apresentam crescimento rápido e produzem grandes quantidades de carboidratos, podendo abrigar suficiente quantidade de MA em suas raízes, o que pode ter auxiliado de maneira decisiva as espécies que participam das fases iniciais da sucessão a se estabelecerem em ambientes mais hostis, com baixa disponibilidade de nutrientes minerais. Ao longo do seu caminho evolutivo, é possível que as espécies pioneiras e secundárias iniciais e as MA tenham selecionado e mantido em alta frequência os genes para aumentar a compatibilidade entre os simbiotes, durante o período co-evolutivo planta-fungo, como previsto por Morton (1990), e assim as espécies das fases iniciais da sucessão puderam evoluir para a completa dependência micorrízica.

Diferentes espécies de MA ocorreram no solo do interior da floresta, comparando-se com as da área adjacente, que se encontra em sucessão inicial, sendo que apenas *Glomus macrocarpum* ocorreu nas duas áreas (tab. 3). O estado de independência de MA que as espécies arbóreas pertencentes à fase madura da floresta apresenta pode também ser consequência da presença de algumas espécies de MA que teriam evoluído apresentando certas características de parasitas. A adaptação à sombra, das espécies que formam a floresta madura, possivelmente conduz à baixa taxa de exudação da raiz,

diminuindo a perda de fotossintatos e refletindo em grande limitação no suprimento de C que essas plantas podem fornecer para as MA. Como esses fungos são simbiotes obrigatórios, a absorção de C da planta é necessária para a manutenção da simbiose, provocando maior consumo de C do que a plântula sombreada pode fornecer pela fotossíntese, o que pode refletir em perda de C pela mesma. Esse balanço negativo de fotossintatos, através do dreno de C, pode ter conduzido as espécies arbóreas ao desenvolvimento de mecanismos próprios para rejeitar a associação micorrízica, evitando o custo de C. Outras estratégias para melhorar a eficiência de absorção dos nutrientes na ausência de MA podem ter sido desenvolvidas pelas espécies arbóreas das fases finais da sucessão. Contudo, algumas espécies de MA com características de parasitas podem estar presentes nas raízes das plantas que participam das fases iniciais da sucessão. O parasitismo, para essas espécies, pode não ser importante, porque a múltipla colonização com espécies efetivas de MA pode mascarar o efeito negativo das espécies não-efetivas (Fitter, 1990), que também podem ser reduzidas ou eliminadas por competição com as espécies que utilizam o C com mais eficiência (Pearson *et al.*, 1993).

Segundo Francis & Read (1994), a infecção de plântulas individuais, que germinam em comunidade natural rica em espécies, ocorre poucos dias após a emergência da radícula. Nesse tipo de comunidade, as populações de MA com baixa especificidade pelo hospedeiro estão envolvidas no processo de colonização das raízes, integrando espécies compatíveis dentro de uma grande rede de micélio preestabelecida. A vantagem para a planta de baixa especificidade pelo micobionte aumenta as chances de colonização por um fungo compatível, facilitando a potencialidade de capturar nutrientes fornecidos pelo micélio das MA. Os autores sugerem que o processo pode ser importante para o estabelecimento e a sobrevivência de espécies micotróficas que pertencem ao estágio final da sucessão. Porém, o impacto da presença de MA na tentativa de colonização das raízes das espécies de plantas facultativas ou não-micotróficas, que pertencem às fases finais da sucessão, parece não ter sido previsto. As MA que fazem parte da micota do solo florestal não devem produzir impacto negativo na maioria das espécies de plantas que compõem a floresta madura, porque essas plantas, na presença do inóculo, em solo empobrecido dos sacos de cultivo, mantiveram o mesmo crescimento em relação às que cresceram sem o inóculo, com exceção de *Peltophorum dubium* e *Ruprechtia laxiflora*, que sofreram pequena depressão no crescimento na presença de MA.

Comunidades de plantas colonizadas com MA geralmente estão associadas a solos com baixo conteúdo de matéria orgânica (Dighton, 1991). Plantas que crescem em solos com baixa disponibilidade de P são mais rapi-

damente colonizadas por MA do que aquelas que têm alto conteúdo desse nutriente (Habte & Manjunath, 1987; Read, 1991; Graham & Eissenstat, 1994). As plantas da sucessão tardia que cresceram na casa de vegetação receberam luz suficiente para a síntese dos carboidratos destinados ao seu próprio crescimento e à transferência para as micorrizas que colonizaram as raízes. Como o solo foi considerado de baixa fertilidade, em função do conteúdo de P, esperava-se que as raízes das plantas fossem fortemente colonizadas, o que não ocorreu. Esses resultados sugerem que, mesmo em condições de baixa fertilidade do solo e suficiente luminosidade, as espécies da sucessão tardia não necessitam dos fungos micorrízicos para crescer e ser recrutadas, não sustentam grande colonização e, provavelmente, são fracas multiplicadoras de micorrizas. O C produzido por essas espécies deve ser suficiente apenas para a manutenção de seu fraco e lento crescimento. Isso contribui para a diminuição da quantidade do inóculo no campo, como foi observado no potencial de inóculo quantificado no interior da floresta madura. O crescimento das plantas secundárias tardias e clímaxes pode ser maior no solo da floresta (que é muito mais rico do que o do saco de cultivo), em razão do pequeno potencial do inóculo que ali se encontra. Tais espécies de plantas apresentam características de micotróficas facultativas e de não-micotróficas.

### **IMPORTÂNCIA DAS MICORRIZAS ARBUSCULARES PARA A SUCESSÃO VEGETAL**

Como abordado anteriormente, de acordo com Janos (1980b) e Allen & Allen (1990), o grau da micotrofia e a resposta das plantas sofrem mudanças ao longo da sucessão, sendo que, nos trópicos, as plantas menos dependentes de MA geralmente são mais abundantes no início da sucessão, e aquelas mais dependentes são mais abundantes no estágio final da sucessão vegetal, etapa que apresenta maior potencial de inóculo de MA no solo. Isso não está de acordo com os resultados apresentados aqui, bem como aqueles obtidos por Zangaro (1997), Siqueira *et al.* (1998) e Zangaro *et al.* (2000). A maioria das espécies que dominam a fase inicial da sucessão apresentou grande crescimento e dependência micorrízica, enquanto aquelas que compõem os estágios finais da sucessão foram muito menos dependentes; e o potencial do inóculo no solo diminuiu com o progresso dos grupos ecológicos.

As plantas não-micotróficas, em sua maioria, têm hábito ruderal, colonizam habitats perturbados, são frequentes em ambientes abertos e praticamente ausentes em ambientes fechados (Francis & Read, 1994). De acordo com Janos (1980a; 1980b), as árvores tropicais das florestas da Costa Rica são predominantemente micotróficas, e a maioria das espécies que compõem a

comunidade de plantas da floresta madura é obrigatoriamente dependente de MA. Algumas espécies micotróficas facultativas e algumas não-micotróficas são componentes dessas comunidades, e estão presentes porque são rápidas colonizadoras quando clareiras são abertas na floresta. Em contraste, a maioria das espécies de plantas que fazem parte da floresta madura do Parque Estadual Mata dos Godoy parece ser micotrófica facultativa ou não-micotrófica. Em solo de baixa fertilidade, como aquele utilizado para o crescimento das plantas na casa de vegetação, a maior parte das espécies da fase madura da floresta não se beneficiou da presença de MA e teve ausência ou baixa taxa de colonização. Também influenciou ativamente a diminuição do potencial do inóculo no solo da floresta onde ocorrem essas espécies tardias. As espécies pioneiras e secundárias iniciais, que parecem ser micotróficas obrigatórias em solos de baixa fertilidade, estão presentes em baixa densidade na comunidade florestal e podem colonizar as médias e grandes clareiras que ocorrem na floresta, onde essas espécies são mais frequentes. Tal observação advém do fato de que, na clareira, o potencial do inóculo foi ligeiramente maior do que no interior da floresta madura, provavelmente devido à presença de plantas micotróficas que compõem o estágio inicial da sucessão e ao aumento da luminosidade. O aumento do potencial de inóculo na floresta somente deve ocorrer quando plantas hospedeiras com elevado grau de micotrofia estiverem presentes, como as pioneiras e secundárias iniciais, enquanto que o potencial do inóculo é diminuído na presença das espécies que apresentam baixo grau de micotrofia, como as não-micotróficas ou facultativas, o que foi observado no baixo potencial do inóculo do interior da floresta. Esses resultados não estão em concordância com Janos (1992), que encontrou, na floresta tropical da Costa Rica, alta densidade de raízes na profundidade de 5 cm, sugerindo que a falta de restrição em relação às MA pelas espécies de plantas em florestas úmidas implica que esses simbiontes estão sempre presentes e desempenham importante papel na nutrição mineral das espécies de plantas nas florestas tropicais intactas.

As respostas das plântulas na floresta, para o estabelecimento e recrutamento, na presença de suficiente inóculo de fungos micorrízicos no solo, podem variar devido às diferentes espécies de MA, que apresentam diferentes eficiências (Johnson *et al.*, 1992), às estratégias das diferentes espécies de plântulas em capturar nutrientes do solo (Janos, 1987), ao modelo de dispersão e ao tamanho da semente (Janos, 1980a; Allsopp & Stock, 1992; Zangaro, 1997; Siqueira *et al.*, 1998; Zangaro *et al.*, 2000), à demanda de luz (Hetrick *et al.*, 1989) e à presença de patógenos e herbívoros (Sanders *et al.*, 1995). De acordo com os diferentes graus da colonização micorrízica e com a resposta à inoculação das 80 espécies arbóreas utilizadas neste estudo, é

possível prever o seu posicionamento nos diferentes grupos ecológicos na sucessão vegetal, especialmente entre as espécies que iniciam e aquelas que compõem os estádios finais da sucessão. A previsão pode ser feita em função da semelhança na colonização das raízes das mesmas espécies na casa de vegetação e no campo (fig. 10) desde que a relação positiva existente entre a resposta à inoculação e a colonização (figs. 11 e 12) seja suficientemente alta, bem como a relação negativa dos grupos ecológicos, obtida entre a massa da semente e a resposta à inoculação ( $r^2 = 0,76$ ), e entre a massa da semente e a colonização na casa de vegetação ( $r^2 = 0,80$ ) e no campo ( $r^2 = 0,72$ ).

Os fungos micorrízicos podem ter papel importante na sucessão, seja por alterar o resultado da competição das plantas, seja por afetar a diversidade de espécies (Gange *et al.*, 1990; 1993). A associação com fungos micorrízicos contribui para a diversidade das espécies de plantas, permitindo que as espécies não-micotróficas possam se estabelecer onde a quantidade de inóculo for baixa, dominando a comunidade, e também que as plantas micotróficas possam ser recrutadas e dominar onde a quantidade de inóculo for alta (Allen & Allen 1990; Allen, 1996). Os resultados obtidos neste estudo e também os obtidos por Zangaro *et al.* (2000) mostram que existe relação entre o potencial de inóculo encontrado no campo e a ocorrência nos diferentes habitats das espécies de plantas adultas pertencentes aos diferentes grupos sucessionais. As espécies pioneiras e secundárias iniciais apresentam alta colonização e alta resposta à inoculação, freqüentemente dominando áreas abertas com alto potencial de inóculo. As espécies secundárias tardias e clímaxes mostram baixa colonização e baixa resposta à inoculação, e dominam o interior da floresta com baixo potencial de inóculo. Esses resultados demonstram que a presença ou ausência de MA no solo pode ser um dos determinantes na composição e na diversidade das espécies de plantas, tanto no início quanto no final do processo sucessional. Portanto, um gradiente de colonização e resposta à inoculação pode ser estabelecido em relação à preferência pelo habitat. As espécies arbóreas mais freqüentes em habitats abertos são aquelas que apresentam maior colonização e resposta à inoculação, representadas pelas pioneiras e secundárias iniciais, enquanto que aquelas que dominam em habitats fechados tendem a mostrar menor colonização e resposta à inoculação, representadas pelas secundárias tardias e clímaxes.

Janos (1980b; 1985) sugeriu que, nos trópicos, as espécies micotróficas obrigatórias dominam a comunidade de plantas no estágio final da sucessão nos solos de baixa fertilidade e na presença de MA. As facultativas podem dominar a comunidade em solos moderados ou férteis, enquanto que as não-micotróficas podem dominar em solos inférteis, na ausência de MA. Já Allen & Allen (1990) acreditam que as espécies não-micotróficas

podem dominar a comunidade de plantas em solos férteis. As afirmações de Janos, para espécies facultativas, e as de Allen & Allen, para as não-micotróficas, estão de acordo com os resultados apresentados aqui, pois eles mostram que as espécies arbóreas facultativas e não-micotróficas dominam a comunidade de plantas na floresta madura e em solo fértil. Contrastando com as previsões desses autores para as espécies micotróficas obrigatórias, os resultados encontrados neste estudo sugerem que elas dominam a comunidade nos estádios iniciais da sucessão vegetal, nos solos de baixa fertilidade e com presença do inóculo de MA.

### Hifas de Conexão entre Plantas

De acordo com os prognósticos de Francis & Read (1984), Francis *et al.* (1986), Grime *et al.* (1987), Newman (1988) e Read (1991), as plântulas de sombra não são capazes de fixar e assimilar o C excedente para utilizá-lo no crescimento, porque se encontram no ponto de compensação luminoso, onde todo o C fixado é consumido no metabolismo. Essas plantas ganham C extra das plantas adultas através das hifas de MA que fazem pontes de ligação e podem apresentar crescimento mesmo em condições deficientes de luz na floresta, o que contribui para minimizar a competição e aumentar a sobrevivência das plântulas. Essas interconexões parecem não ocorrer com muita freqüência no interior da floresta do Parque Estadual Mata dos Godoy, porque muitas espécies de plântulas secundárias tardias e clímaxes apresentam pouca ou nenhuma colonização por MA e estão entre as espécies arbóreas mais abundantes da comunidade de plantas da floresta madura.

A presença do inóculo de MA em baixa quantidade e a dominância de espécies arbóreas não colonizadas ou fracamente colonizadas, mesmo em solo deficiente de P, como o da casa de vegetação, sugerem que as hifas de ligação, que servem como pontes entre plantas adultas e plântulas de sombra, são infreqüentes. Não parece possível que as raízes das plântulas de sombra comportem somente hifas *runner* (que fazem pontes de ligação e não absorvem nutrientes), porque após a colonização por essas hifas, é natural que uma abundante rede de hifas absorptivas (que não formam pontes e fazem absorção de minerais) seja formada e difundida das raízes (Janos, 1992), a qual consome C do hospedeiro, que, nesse caso, são as plântulas de sombra. Como as hifas absorptivas são formadas após a colonização e consomem C da plântula sombreada, esta pode estar recebendo C da planta adulta em pouca ou grande quantidade, devendo possuir C suficiente para crescer e para transferir parte para o fungo. Sendo assim, deveria ser encontrada razoável quantidade de MA colonizando as raízes das plântulas de sombra, o que não ocorreu nas espécies secundárias tardias e clímaxes pesquisadas tanto no interior da floresta madura como na casa de

vegetação. Isso sugere a falta de interconexões entre plantas adultas e plântulas ou a baixa frequência dessas ligações na floresta madura. Herrera *et al.* (1991) observaram que espécies de plantas heliófitas tendem a apresentar baixos níveis de colonização micorrízica quando suas plântulas crescem na sombra, porque a taxa fotossintética é afetada negativamente pela redução da recepção da luz na superfície do solo no interior da floresta.

### APLICAÇÃO DAS MICORRIZAS ARBUSCULARES EM PROGRAMAS DE REVEGETAÇÃO

As áreas de floresta tropical diminuem em função dos desmatamentos para instalação de campos agrícolas e pastagens, o que tem contribuído para o declínio da fertilidade do solo, que pode ser restaurada através do abandono da área, permitindo a instalação da sucessão natural. Segundo Abbott *et al.* (1992), os remanescentes florestais aumentam em importância como reservas de germoplasma das espécies de plantas nativas e de MA, e estão bem adaptados às condições climáticas e edáficas sob cobertura vegetal.

Em áreas onde a sucessão natural não pode se estabelecer e avançar devido à distância das fontes de propágulos, o plantio sustentável de árvores nativas ou exóticas apropriadas pode ser uma alternativa promissora (Carneiro *et al.*, 1996; Siqueira *et al.*, 1998). Em relação à revegetação, seu sucesso depende da capacidade da plântula em capturar recursos no início do seu desenvolvimento, obter contínua fonte de nutrientes e apresentar o vigor necessário para resistir a doenças e sobreviver ao estresse climático (Perry *et al.*, 1987). A sobrevivência das plântulas tem sido aumentada com a inoculação de MA (Siqueira *et al.*, 1995). As micorrizas aumentam o crescimento e as chances de sobrevivência das plântulas através do aumento da absorção de nutrientes e de água, além de prolongar a vida da raiz e proteger a planta contra patógenos (Harley & Smith, 1984; Abbott & Robson, 1991).

Lambert & Cole Jr. (1980) trabalharam com as espécies de leguminosas micorrízicas *Lathyrus sylvestris*, *Lotus americanus* e *Coromilla varia* inoculadas e não inoculadas com MA e transplantadas em sítios de rejeitos de mina de carvão, fertilizados com baixo e alto níveis de P. As plantas micorrizadas mostraram elevado aumento no crescimento em relação às não micorrizadas, e a sobrevivência no campo foi de seis a 15 vezes maior, em duas estações de crescimento. A produção de biomassa das plantas com MA, no solo com baixa quantidade de P, foi maior do que a das plantas não micorrizadas crescendo em altos níveis de P. Segundo Siqueira *et al.* (1998), as MA podem ser mais importantes do que o conteúdo de P no solo como fator ecológico para o crescimento inicial de árvores.

De acordo com Perry *et al.* (1987), três situações podem ocorrer após a preparação da área para a revegetação: a) quando o potencial do inóculo não for reduzido, a revegetação terá sucesso; b) quando o potencial de inóculo for reduzido, a revegetação prossegue e a população de MA será estabilizada, c) se a revegetação falhar, a ausência do hospedeiro reduzirá muito o potencial do inóculo, e as dificuldades para a revegetação aumentarão com o tempo.

As diferenças no potencial do inóculo entre os diferentes tipos de vegetação, que influenciam no estabelecimento, no crescimento e na competição entre as espécies de plantas, podem ter importantes implicações para a restauração de áreas degradadas (Asbjornsen & Montagnini, 1994). Nas áreas onde o potencial do inóculo for baixo, a revegetação pode ser facilitada pela inoculação das plântulas com espécie efetiva de MA (Janos, 1980b) ou com mais de uma espécie (Perry *et al.*, 1987), antes do transplante para o campo.

A recuperação da comunidade de plantas e de MA em áreas tropicais desmatadas pode ser dificultada pela compactação, toxicidade do Al, acidez e altas temperaturas do solo. O estabelecimento da cobertura vegetal aumenta a densidade das raízes e da matéria orgânica, favorecendo a proliferação das MA (Janos, 1996).

Adequado nível de infectividade de MA, em solos a serem revegetados após perturbações, é importante para o sucesso do restabelecimento de um ecossistema diverso e auto-sustentável (Jasper *et al.*, 1992). Nas áreas onde o potencial de inóculo for baixo, os propágulos de MA não estarão completamente ausentes, e a utilização de plantas micorrízicas facultativas pode ser a chave para a reedificação das populações de fungos micorrízicos. Nas áreas onde as micorrizas estão ausentes, sua reintrodução pode ser realizada pelo transplante de mudas previamente inoculadas em viveiros. O plantio acompanhado de tratamentos para aliviar os fatores inibitórios, a semeadura direta e o transplante de plantas "companheiras" não inoculadas podem facilitar a difusão de MA (Janos, 1996).

Segundo Jasper *et al.* (1992), nos solos perturbados ocorre distribuição desigual de inóculo de MA. A determinação dessa distribuição é fundamental. O objetivo da revegetação é obter distribuição uniforme das diferentes espécies de plantas. A ótima diversidade de espécies na vegetação, naquelas áreas onde a infectividade for baixa ou ausente, é obtida pelo aumento da infectividade através do manejo do solo de superfície ou da inoculação.

Segundo Pflieger *et al.* (1994), as plantas invasoras anuais que colonizam terrenos muito perturbados geralmente são não-micorrízicas, e as tentativas iniciais de recuperação do terreno utilizando espécies micorrízicas para revegetação podem não ter sucesso devido ao baixo nível de inóculo de MA nos solos perturbados. Portanto, o conhecimento da quantidade de inóculo disponível e

o grau de micotrofia das espécies que serão utilizadas na revegetação de uma área são de grande importância para o seu sucesso.

### Importância das Micorrizas Arbusculares na Recuperação de Áreas Degradadas

A associação micorrízica pode ser necessária para recuperar e estabilizar as comunidades de plantas após uma perturbação (Pankow *et al.*, 1991; Fischer *et al.*, 1994). Muitas práticas correntes de revegetação ignoram a dinâmica da comunidade de plantas e a dinâmica da comunidade de MA, alcançando pouco sucesso no estabelecimento de uma comunidade de plantas auto-sustentáveis. Há necessidade de se entender as interações entre as comunidades de MA e a de plantas nos sistemas intactos ou perturbados, e de se aplicar esses conhecimentos para o sucesso nas práticas de revegetação (Pfleger *et al.*, 1994). Onde a disponibilidade do inóculo for baixa, deve-se realizar a inoculação com MA nas plântulas em viveiros florestais e, após a inoculação, transplantá-las para a área perturbada escolhida para a revegetação — com a inoculação haverá o estabelecimento e o desenvolvimento de uma rede de micélio que atuará na aquisição de recursos do solo para as plantas (Allen & Allen, 1990).

A eliminação de plantas ruderais não-micotróficas, a partir do efeito antagônico do micélio de MA (Allen *et al.*, 1989; Francis & Read, 1994), se confirmado para as espécies ruderais pioneiras de modo geral, pode trazer sérias conseqüências, principalmente nos campos utilizados para agricultura, onde a utilização de pesada fertilização (Janos, 1996) ou a inadequada conservação do solo podem causar diminuição da população de MA (Miller, 1987; Jasper *et al.*, 1991; Sieverding, 1991) e aumento da invasão de plantas daninhas (Francis & Read, 1994). A perturbação do solo provoca a fragmentação da rede de micélio, acarretando perda da infectividade e conseqüente redução do potencial do inóculo, em função da redução do volume de solo que a rede de hifas pode explorar (Jasper *et al.*, 1989a). Com isso, a redução ou eliminação da aração do solo pode ser benéfica para o cultivo de plantas de interesse agrônomico, o que coloca a técnica do plantio direto como importante estratégia para a manutenção do potencial do inóculo nas áreas destinadas à agricultura.

Para a recomposição da vegetação nativa nos solos da região Norte do estado do Paraná, também parece ser fundamental a conservação das populações de MA, porque as espécies pioneiras e secundárias iniciais, que iniciam a sucessão arbórea, apresentam altas respostas à inoculação em solos de baixa fertilidade. Como muitas delas são micotróficas obrigatórias, após seu estabelecimento podem criar condições propícias no solo para a futura instalação das espécies secundárias tardias e clímaxes.

Os resultados apresentados neste capítulo mostram a importância das micorrizas para as espécies que participam das fases iniciais da sucessão, representadas pelas pioneiras e secundárias iniciais. As espécies pioneiras são responsáveis pela estruturação inicial da floresta (Montagnini & Sancho, 1994), pois o estabelecimento da cobertura vegetal produz diversas melhorias no ambiente em razão da redução do estresse relacionado à nutrição, do aumento da disponibilidade de água e de melhorias relacionadas a pH, estrutura do solo, aeração, toxicidade e patógenos (Sylvia & Williams, 1992). Assim, aumenta a taxa fotossintética, a longevidade (Linderman, 1988) e densidade das raízes e a matéria orgânica, melhorando os fatores inibitórios do solo e favorecendo a proliferação de MA (Janos, 1996). Os benefícios da simbiose micorrízica para a revegetação estão baseados no melhoramento da estrutura do solo e no estabelecimento da reciclagem dos nutrientes antes que estes sejam lixiviados (Barea & Jeffries, 1995). Isso pode criar ambiente adequado para a futura instalação das espécies que participam das fases finais da sucessão. Essas espécies, em sua maior parte, não são beneficiadas pela inoculação com MA, sugerindo que o inóculo pode estar presente nas raízes mas não é necessário para o desenvolvimento inicial da maioria das espécies tardias da sucessão.

Segundo Siqueira *et al.* (1998), as características das pioneiras, tal como intolerância à sombra, alta capacidade de absorção e acumulação de nutrientes e sementes pequenas e abundantes, enquadram-se no perfil para um bom parceiro de fungos mutualísticos ecologicamente obrigatórios. O micotrofismo acentuado das espécies pioneiras e secundárias iniciais e o provável ganho adicional no aumento da capacidade competitiva individual desses grupos sucessionais podem colocar a associação micorrízica como sendo uma das principais ferramentas para a instalação e o desenvolvimento inicial da sucessão. Isso confere importância ainda maior aos programas de inoculação com MA durante a fase de preparação das mudas quando a reabilitação de terras degradadas com espécies arbóreas nativas for o objetivo, pois esses fungos aumentam a sobrevivência e favorecem o estabelecimento das plantas no campo (Siqueira *et al.*, 1995), com posterior desenvolvimento da sucessão vegetal e estruturação da comunidade. De acordo com Montagnini & Sancho (1994), as espécies pioneiras nativas são as mais indicadas para formação inicial de florestas e para programas de recuperação de solos degradados, em razão de seu rápido crescimento, suas altas taxas de absorção de nutrientes e sua alta imobilização na biomassa, com posterior transferência para outros componentes do sistema.

O estabelecimento de espécies micotróficas obrigatórias em solos de baixa fertilidade requer adequada formação de micorrizas dentro do tempo limite imposto pela capacidade de sobrevivência das plântulas sem os

fungos micorrízicos (Janos, 1996). Não parece provável que espécies micotróficas facultativas colonizem áreas degradadas de baixa fertilidade e com baixa quantidade de MA. Assim, podem não estar presentes para facilitar a restauração das populações de MA, diminuindo a probabilidade de as plântulas micotróficas obrigatórias se estabelecerem e, assim, a sucessão natural e a reabilitação da área podem ser grandemente retardadas.

Janos (1980b; 1992), em estudos realizados na Costa Rica, sugeriu que a perturbação da floresta tropical e a posterior invasão por gramíneas mantêm as populações de MA depauperadas, conduzindo à inibição da regeneração da floresta. Johnson & Wedin (1997) demonstraram que existe grande quantidade de MA nas pastagens, e sugeriram que a regeneração das espécies florestais não pode ser constrangida pela falta do micobionte. Fischer *et al.* (1994), em pastagens da Costa Rica, encontraram 62,8 propágulos de MA em 100 g de solo. Sieverding (1991) encontrou 103 propágulos de MA em 100 g de solo nas gramíneas de pastagens nos trópicos. W. Zangaro (dados não publicados) obteve 567 e 623 esporos de MA em 100 g de solo, em pastagens com as gramas *Brachiaria* sp. e *Paspalum* sp., respectivamente. Na região de Londrina, os fragmentos florestais geralmente estão delimitados pela presença de pastagens ou monoculturas, que freqüentemente são invadidas por espécies arbóreas pioneiras e secundárias iniciais, oriundas das bordas desses fragmentos (W. Zangaro, obs. pess.). Anualmente, os proprietários rurais, principalmente os de áreas de pastagem, realizam a limpeza da área, cortando as plantas jovens que se desenvolvem rapidamente e com grande vigor. A grande quantidade de espécies arbóreas que participam das fases iniciais da sucessão, que invadem as pastagens anualmente, sugere que os propágulos de MA estão presentes em quantidade suficiente para promover o estabelecimento, o crescimento e a sobrevivência desse grupo de plantas. Assim, a presença de pastagens nessa região não deve constituir grande obstáculo para a instalação da sucessão, que pode ser iniciada com espécies micotróficas, que, por competição, principalmente pelo sombreamento, provavelmente eliminam as gramíneas, podendo, ao longo do tempo, produzir condições ideais para a instalação das espécies arbóreas tardias, principalmente a melhoria das condições nutricionais e da estrutura do solo.

É importante que MA sejam utilizadas em viveiros de plantas nativas. A inoculação acelera o desenvolvimento no viveiro, produzindo mudas mais saudáveis e resistentes a patógenos e ao estresse causado pelo transporte e pelo transplante, e que apresentarão maior sobrevivência e menor requerimento de fertilizantes no viveiro e no campo (Siqueira *et al.*, 1995). Além disso, os custos para a produção das mudas podem diminuir devido à economia com fertilizantes e com a reposição das mudas mortas, além de haver um aumento na

capacidade produtiva do viveiro, em razão do menor tempo de permanência das mudas ali. Portanto, o conhecimento do comportamento das diferentes espécies arbóreas nativas na presença de MA é de grande importância para os programas de inoculação em viveiros florestais, e contribuem para a maior adaptação das espécies nativas ao seu ambiente natural, além de auxiliar no aumento do inóculo micorrízico em áreas em que esteja baixo ou ausente.

### Eficiência de Isolados Indígenas de Micorrizas Arbusculares

Khan (1981) utilizou as espécies de MA indígenas *Glomus macrocarpum*, *Glomus mosseae* e *Sclerocystis rubiformis*, originalmente isoladas de solos perturbados de mina de carvão, e uma linhagem de MA exótica "E3", considerada altamente efetiva. Foram comparados os efeitos das diferentes espécies no crescimento de cebola, utilizando solo de mina de carvão, em casa de vegetação. Na produção de biomassa, a espécie indígena *Glomus mosseae* foi equivalente à "E3" não-indígena. O autor sugeriu que a espécie indígena pode estar mais adaptada ao solo de origem que a espécie não-indígena.

Stahl & Smith (1984) observaram que *Glomus macrocarpum* e *Glomus microcarpum*, isolados de diferentes sítios, apresentaram efeitos diferenciados na relação de água da grama *Agropyron smithii*. Os isolados do local onde a gramínea era nativa foram os mais eficientes, levando os autores a considerar que a utilização de inóculos de MA localmente adaptados trazem maior benefício para as plantas.

Wallace *et al.* (1985) inocularam, na espécie nativa *Liquidambar styraciflua*, fungos *Glomus macrocarpum* e uma mistura de espécies de MA indígenas isoladas de solo de mina de fosfato, que foi utilizado como substrato em casa de vegetação. Foi obtido significativo aumento no crescimento das plantas inoculadas com MA indígenas em relação ao controle e a *G. macrocarpum*. A área foliar das plantas inoculadas com MA indígenas foi 30 vezes maior do que a do controle, e 1,7 vez maior do que a das inoculadas com *G. macrocarpum*. Os autores concluíram que as MA indígenas eram mais adaptadas aos fatores edáficos do solo de minas de fosfato e à espécie de planta nativa utilizada.

A comunidade indígena de MA geralmente contém muitas espécies, e sua distribuição espacial pode ser muito variável. Até mesmo em duas localidades próximas a composição de espécies pode ser completamente diferente (Daft, 1992). Sieverding (1991) sugeriu que, nos diferentes solos do campo, existem, no mínimo, duas ou três espécies de MA indígenas altamente efetivas, e pelo menos 50% dos propágulos no solo devem pertencer a espécies de fungos que são efetivas.

A sobrevivência das plântulas é reduzida quando estas apresentam pouca colonização nas raízes, e plantas



com poucas reservas poderão conduzir à perdas do inóculo (Perry *et al.*, 1987). A inoculação de plantas nativas no viveiro somente será efetiva se forem utilizadas como inoculante as MA ecologicamente adaptadas, as quais podem produzir efeitos positivos no crescimento e na sobrevivência das plantas nos locais de recomposição (Pfleger *et al.*, 1994). Plantas crescendo em viveiros com diversas espécies de MA podem apresentar melhor desempenho do que aquelas que crescem com uma ou poucas espécies. De acordo com Daft (1983), a múltipla colonização das raízes com mistura de inóculo contendo várias espécies de MA com estratégias simbióticas diferentes pode reduzir a variação na resposta do hospedeiro, com benefícios mais constantes para a planta. A múltipla inoculação de espécies de fungos micorrízicos é provavelmente mais benéfica para o hospedeiro, porque algumas espécies de MA podem ter maior adaptação às mudanças das condições do solo do campo ou durante o desenvolvimento de plantações de árvores (Safir, 1994; Janos, 1996).

As interações obtidas entre as populações de MA localizadas e isoladas e as espécies de plantas geneticamente melhoradas para a agricultura podem desenvolver preferências genéticas entre os simbioss e, como resultado, a expressão fenotípica da associação micorrízica (crescimento, produção, resistência a estresses, colonização da raiz e do solo, etc.) pode ser afetada negativamente quando qualquer simbiote é retirado do seu centro de diversidade para novas áreas de cultivo que contenham flora, microflora do solo ou micota de MA exóticas (Bethlenfalvay, 1992).

As plantas exibem variado grau de dependência micorrízica, e diferentes espécies ou diferentes isolados de MA podem apresentar profundas diferenças no crescimento e na sobrevivência de cada planta (Abbott & Gazey, 1994), devido à provável seleção preferencial das plantas por diferentes espécies de MA (McGonigle & Fitter, 1990) e à ocorrência de espécies de fungos mais adaptados ao local de origem (Pfleger *et al.*, 1994). Isso pode indicar uma combinação mais eficiente entre as espécies de plantas nativas e as espécies adaptadas de MA indígenas como fonte de inóculo para o uso em revegetação. Portanto, a obtenção de informações a respeito do estado da dependência micorrízica das espécies nativas de plantas indicadas para serem utilizadas em revegetação, principalmente nas áreas que apresentam solos rejeitados de baixa fertilidade, é fundamental para os programas de inoculação, no viveiro florestal, com espécies nativas de MA coletadas no solo de origem. A inoculação das plantas nativas com MA indígenas pode ser mais vantajosa que o uso de uma ou de poucas espécies introduzidas, porque as espécies indígenas podem apresentar menores problemas de adaptação às variações das condições do solo do campo do que as espécies introduzidas (Sthal & Smith, 1984; Wallace *et al.*, 1985). A utilização de espécies exóticas

de MA na agricultura necessita ser avaliada antes da introdução, devido à sua influência na composição da comunidade de hospedeiros através dos efeitos diferenciados no crescimento das diferentes espécies de plantas; à sua capacidade para competir com fungos nativos e à compatibilidade com as características físicas, químicas e biológicas do novo solo (Bethlenfalvay, 1992). A seleção de espécies de MA utilizadas como inoculante em viveiros não deve ser analisada levando-se em conta apenas a capacidade de uma espécie em aumentar o crescimento do hospedeiro no viveiro, mas devem ser considerados o impacto do fungo na sobrevivência do hospedeiro no campo após o plantio, sua capacidade em persistir e difundir e o seu poder de recuperação sob estresse (Abbott *et al.*, 1992).

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

Geralmente, os solos destinados à revegetação são aqueles rejeitados para a agropecuária e que apresentam acentuado processo erosivo, baixo teor de matéria orgânica, forte deficiência de nutrientes essenciais e insignificante microbiota. A adição de minerais para suprir essa deficiência é responsável por grande parte dos custos da implantação de revegetação. Assim, espécies arbóreas micorrízicas pioneiras, secundárias iniciais e algumas secundárias tardias que apresentam grande resposta à inoculação com MA e que são eficientes na absorção e no uso de nutrientes em solos de baixa fertilidade são espécies indicadas para a revegetação, pois podem ser muito tolerantes ao estresse do transporte para o campo, contribuindo para a redução do uso de fertilizantes. Essas espécies exigem maior teor de P nos tecidos e tendem a ser extremamente prejudicadas no estabelecimento e crescimento em solos de baixa fertilidade e com ausência de MA. Assim, o emprego desses simbioss em espécies de plantas indicadas para revegetação pode ser a ferramenta mais apropriada para o sucesso na implantação de programas que têm como objetivo a reabilitação de áreas degradadas.

A utilização das espécies arbóreas pertencentes às fases iniciais da sucessão, com objetivo de recuperação de solos degradados, protege o solo e favorece a multiplicação das micorrizas arbusculares. Essas espécies e seus fungos simbioss tornam-se importantes mecanismos de recuperação da diversidade e da atividade biológica do solo. O fornecimento de C pela biomassa da raiz e da parte aérea dessas espécies garante a elevação da atividade biológica e a biomassa dos microorganismos heterotróficos, o que favorece a agregação e estabilização do solo e permite a volta da reciclagem do C e de minerais, tendo como consequência o enriquecimento gradual do solo. A utilização de espécies arbóreas nativas em programas de reabilitação de terras degradadas, juntamente com espécies de MA ecologicamente adaptadas ao local de origem, aumenta as chances de

sucesso da revegetação, devido à maior capacidade de aclimatação das espécies arbóreas nativas. Essas espécies favorecem a biodiversidade regional, a diversidade genética da flora e da fauna, os agentes polinizadores e os dispersores.

#### Referências Bibliográficas

- Abbott, L.K. & Gazez, C. 1994. An ecological view of the formation of VA mycorrhizas. *Plant and Soil*, 159:69-78.
- Abbott, L.K. & Robson, A.D. 1984. The effect of VAM mycorrhizas on plant growth. In: VA mycorrhizas. C.C.L. Powell & D.S. Bagyaraj (eds.). CRC Press, Boca Raton, Florida. pp.113-130.
- Abbott, L.K. & Robson, A.D. 1991. Factors influencing the occurrence of vesicular-arbuscular mycorrhizas. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 35:121-150.
- Abbott, L.K.; Robson, A.D. & Gazez, C. 1992. Selection of inoculant vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. In: *Methods in microbiology*, v. 24. J.R. Norris; D.J. Read & A.K. Varma (eds.). Academic Press, London. pp.1-21.
- Allen, E.B. & Allen, M.F. 1980. Natural reestablishment of vesicular arbuscular mycorrhizae following strip mine reclamation in Wyoming. *J. Appl. Ecol.*, 17:139-147.
- Allen, E.B. & Allen, M.F. 1984. Competition between plants of different successional stages: mycorrhizae as regulators. *Can. J. Bot.*, 62:2625-2629.
- Allen, E.B. & Allen, M.F. 1986. Water relations of xeric grasses in the field: interactions of mycorrhizas and competition. *New Phytol.*, 104:559-571.
- Allen, E.B. & Allen, M.F. 1988. Facilitation of succession by the nonmycotrophic colonizer *Salsola kali* (Chenopodiaceae) on a harsh site: effects of mycorrhizal fungi. *Amer. J. Bot.*, 75:257-266.
- Allen, E.B. & Allen, M.F. 1990. The mediation of competition by mycorrhizae in successional and patchy environments. In: *Perspectives on plant competition*. J.B. Grace & D. Timan (eds.). Academic Press, Harcourt Brace Jovanovich. pp.367-389.
- Allen, M.F. 1996. The ecology of arbuscular mycorrhizas: a look back into the 20<sup>th</sup> century a peek into the 21<sup>st</sup>. *Mycol. Res.*, 100:769-782.
- Allen, M.F.; Allen, E.B. & Friese, C.F. 1989. Responses of the non-mycotrophic plant *Salsola kali* to invasion by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytol.*, 111:45-49.
- Allsopp, N. & Stock, W.D. 1992. Mycorrhizas, seed size and seedling. Establishment in low nutrient environment. In: *Mycorrhizas in ecosystems*. D.J. Read; D.H. Lewis; A.H. Fitter & I.J. Alexander (eds.). Wallingford: CAB International. pp.59-64.
- Alwis, D.P. & Abeynayake, K. 1980. A survey of mycorrhizae in some forest trees of Sri Lanka. In: *Tropical mycorrhiza research*. P. Mikola (ed.). Clarendon Press, Oxford. pp.146-153.
- Anderson, A.N. 1988. Mycorrhizae-host specificity and recognition. *Phytopathology*, 78:375-378.
- Andrade, G.; Azcón-Aguilar, C. & Barea, J.M. 1991. Effect of different soil bacteria on the axenic development of *Glomus mosseae*: effect of inoculum density. In: 3<sup>th</sup> European Symposium on Mycorrhizas. Sheffield, England.
- Asbjornsen, H. & Montagnini, F. 1994. Vesicular-arbuscular mycorrhizal inoculum potential affects the growth of *Stryphnodendron microstachyum* seedlings in a Costa Rica human tropical lowland. *Mycorrhiza*, 5:45-51.
- Azcón, R. 1987. Germination and hyphal growth of *Glomus mosseae* in vitro: effects of rhizosphere bacteria and cell-free culture media. *Soil Biol. Biochem.*, 19:417-419.
- Azcón-Aguilar, C. & Barea, J.M. 1992. Interactions between mycorrhizal fungi and other rhizosphere microorganisms. In: *Mycorrhizal functioning*. M.F. Allen (ed.). Chapman and Hall, New York. pp.163-198.
- Azcón-Aguilar, C.; Garcia-Garcia, F. & Barea, J.M. 1991. Germinación y crecimiento axénico de los hongos formadores de micorrizas vesículo-arbusculares. In: *Fijación y movilización biológica de nutrientes*. J.L. Gorgé; J.M. Barea & J. Olivares (eds.). Nuevas Tendencias CSIC. Madrid. pp.129-147.
- Bagyaraj, D.J. 1984. Biological interactions with VA mycorrhizal fungi. In: VA mycorrhiza. C.L.L. Powell & D.J. Bagyaraj (eds.). CRC Press, Boca Raton, Florida. pp.35-46.
- Barea, J.M. 1986. Importance of hormones and root exudates in mycorrhizal phenomena. In: *Mycorrhizae: physiology and genetics aspects of mycorrhizae*. V. Gianinazzi-Pearson & S. Gianinazzi (eds.). INRA, Paris. pp.177-187.
- Barea, J.M. & Jeffries, P. 1995. Arbuscular mycorrhizas in sustainable soil-plant systems. In: *Mycorrhiza: structure, function, molecular biology and biotechnology*. A. Varma & B. Hock (eds.). Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg. pp.521-560.
- Barrow, N.J. 1977. Phosphorus uptake and utilization by seedlings. *Aust. J. Bot.*, 25:571-575.
- Bergelson, J.M. & Crawley, M.J. 1988. Mycorrhizal infection and plant species diversity. *Nature*, 334:202.
- Bethlenfalvai, G.J. 1992. Mycorrhizae and crop productivity. In: *Mycorrhizae in sustainable agriculture*. G.J. Bethlenfalvai & R.G. Linderman (eds.). ASA Special Publication, 54:1-27.
- Bowen, G.D. 1980. Misconceptions, concepts and approaches in rhizosphere biology. In: *Contemporary microbial ecology*. D.C. Ellwood; J.N. Hedger; M.J. Lathan; J.M. Lynch & J.H. Slater (eds.). Academic Press, London. pp.283-304.
- Budowski, A. 1965. Distribution of tropical american rain forest species in the light of succession progress. *Turrialba*, 15:40-42.
- Buwalda, J.G. 1980. Growth of clover-rye grass association with vesicular-arbuscular mycorrhizas. *N. Z. J. Agric. Res.*, 23:379-383.
- Carneiro, M.A.C.; Siqueira, J.O.; Davide, A.C.; Gomes, J.L.; Curi, N. & Vale, F.R. 1996. Colonização micorrízica, crescimento e teores de nutrientes em trinta e uma espécies arbóreas em resposta a fungos micorrízicos e superfosfato simples. *Scientia Forestalis*, 50:21-36.
- Chakraborty, S.; Theodorou, C. & Bowen, G.D. 1985. The reduction of root colonization by mycorrhizal fungi by *Mycophagous amoebae*. *Can. J. Microbiol.*, 31:295-297.
- Cooper, K.M. & Tinker, P.B. 1978. Translocation and transfer of nutrients in vesicular-arbuscular mycorrhizas. *New Phytol.*, 81:43-52.
- Cooperband, L.R.; Boerner, R.E.J. & Logan, T.J. 1994. Humid tropical leguminous tree and pasture grass responsiveness to vesicular-arbuscular mycorrhizal infection. *Mycorrhiza*, 4:233-239.
- Cuenca, G. & Lovera, M. 1992. Vesicular-arbuscular mycorrhizae in disturbed and revegetated sites from La Gran Sabana, Venezuela. *Can. J. Bot.*, 70:73-79.
- Curl, E.A. & Truelove, B. 1986. The rhizosphere. *Advances series in agricultural sciences*, vol. 15. Springer-Verlag, New York.
- Daft, M.J. 1983. The influence of mixed inocula on endomycorrhizal development. *Plant Soil*, 71:331-337.
- Daft, M.J. 1992. Use of VA mycorrhizas in agriculture: problems and prospects. In: *Mycorrhizas in ecosystems*. D.J. Read; D.H. Lewis; A.H. Fitter & I.J. Alexander (eds.). CAB International, Wallingford. pp.198-201.
- Dighton, J. & Boddy, L. 1989. Role of fungi in nitrogen phosphorus and sulphur cycling in temperate forest ecosystems. In: *Nitrogen, phosphorus and sulphur utilization by fungi*. L. Boddy; R. Marchant & D.J. Read (eds.). Cambridge University Press, London. pp.269-298.
- Dighton, J. 1991. Acquisition of nutrients from organic resources by mycorrhizal autotrophic plants. *Experientia*, 47:362-369.
- Diniz, S. 1987. Ciclagem de nutrientes associados aos processos de produção e decomposição do folheto em um ecossistema de mata mesófila semidecídua, no município de Araras - São Paulo.

- Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP.
- Embrapa—Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/Iapar—Instituto Agrônomo do Paraná. 1984. 2 t. Levantamento de reconhecimento dos solos do estado do Paraná. Embrapa-SNLCS/Sudesul/Iapar, Curitiba.
- Ferretti, A.R.; Kageyama, P.Y.; Arbocz, G.F.; Santos, J.D.; Barros, M.I.A.; Lorza, R.F. & Oliveira, C. 1995. Classificação das espécies arbóreas em grupos ecológicos para revegetação com nativas no estado de São Paulo. *Floresta Estatístico*, 3:73-77.
- Fischer, C.R.; Janos, D.P.; Perry, D.A.; Linderman, R.G. & Sollins, P. 1994. Mycorrhiza inoculum potentials in tropical secondary succession. *Biotropica*, 26:369-377.
- Fitter, A.H. 1977. Influence of mycorrhizal infection on competition for phosphorus and potassium by two grasses. *New Phytol.*, 79:119-125.
- Fitter, A.H. 1985. Functioning of vesicular-arbuscular mycorrhizas under field conditions. *New Phytol.*, 99:257-265.
- Fitter, A.H. 1990. The role and ecological significance of vesicular-arbuscular mycorrhizas in temperate ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 29:137-151.
- Fitter, A.H. & Nichols, R. 1988. The use of benomyl to control infection by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytol.*, 110:201-206.
- Flores-Ayala, W.W. 1999. Desenvolvimento inicial de espécies arbóreas em semeadura direta: efeito de micorriza e de fósforo. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.
- Foster, R.C. & Bowen, G.D. 1982. Plant surfaces and bacterial growth: the rhizosphere and rhizoplane. In: *Phytopathogenic prokaryotes*. R. Mount & C. Lacey (eds.). vol. 1. Academic Press, New York. pp.159-185.
- Francis, R. & Read, D.J. 1984. Direct transfer of carbon between plants connected by vesicular-arbuscular mycorrhizal mycelium. *Nature*, 307:53-56.
- Francis, R. & Read, D. J. 1994. The contributions of mycorrhizal fungi to the determination of plant community structure. *Plant and Soil*, 159:11-25.
- Francis, R.; Finley, R.D. & Read, D.J. 1986. Vesicular-arbuscular mycorrhiza in natural vegetation systems. IV. Transfer of nutrients in inter- and intra-specific combinations of host plants. *New Phytol.*, 102:103-111.
- Fries, N. 1978. Basidiospore germination in some mycorrhiza-forming Hymenomycetes. *Trans. Br. Mycol. Soc.*, 70:337-341.
- Fries, N. 1979. The taxon-specific spore germination reaction in *Leccinum*. *Trans. Br. Mycol. Soc.*, 73:337-341.
- Friese, C.F. & Allen, M.F. 1991. The spread of VA mycorrhizal fungal hyphae in the soil: inoculum types and external hyphal architecture. *Mycologia*, 83:409-418.
- Gandolfi, S.; Leitão-Filho, H.F. & Bezerra, C.L.F. 1995. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Rev. Brasil. Biol.*, 55:753-767.
- Gange, A.C. & Brown, V.K. 1992. Interactions between soil-dwelling insects and mycorrhizas during early plant succession. In: *Mycorrhizas in ecosystems*. D.J. Read; D.H. Lewis.; A.H. Fitter & I.J. Alexander (eds.). CAB International, Wallingford. pp.177-182.
- Gange, A.C.; Brown, V.K. & Farmer, L.M. 1990. A test of mycorrhizal benefit in an early successional plant community. *New Phytol.*, 115:85-91.
- Gange, A.C.; Brown, V.K. & Sinclair, G.S. 1993. Vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi: a determinant of plant community structure in early succession. *Functional Ecology*, 7:616-622.
- Gemma, J.N. & Koske, R.E. 1992. Are mycorrhizal fungi present in early stages of primary succession? In: *Mycorrhizas in ecosystems*. D.J. Read; D.H. Lewis.; A.H. Fitter & I.J. Alexander (eds.). CAB International, Wallingford. pp.183-189.
- Gerdemann, J.W. 1975. Vesicular-arbuscular mycorrhizae. In: *The development and function of roots*. J.G. Torrey & D.T. Clarkson (eds.). Academic Press, London. pp.575-591.
- Gianinazzi-Pearson, V. & Gianinazzi, S. 1983. The physiology of vesicular-arbuscular mycorrhizal roots. *Plant Soil*, 71:197-209.
- Gianinazzi-Pearson, V.; Smith, S.E.; Gianinazzi, S. & Smith, F.A. 1991. Enzymatic studies on the metabolism of vesicular-arbuscular mycorrhizas. V. Is H<sup>+</sup>-ATPase component of ATP-hydrolysing enzyme activities in plant-fungus interfaces? *New Phytol.*, 117:61-74.
- Giovannetti, M. & Mosse, B. 1980. An evaluation of techniques for measuring vesicular-arbuscular mycorrhizal infections in roots. *New Phytol.*, 84:489-500.
- Giovannetti, M.; Sbrana, C.; Avio, L.; Citerinesi, A.S. & Logi, C. 1993. Differential hyphal morphogenesis in arbuscular mycorrhizal fungi during pre-infection stages. *New Phytol.* 125:587-594.
- Giovannetti, M.; Sbrana, C. & Logi, C. 1994. Early processes involved in host recognition by arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytol.*, 127:703-709.
- Giovannetti, M.; Sbrana, C.; Citerinesi, A.S. & Avio, L. 1996. Analysis of factors involved in fungal recognition responses to host-derived signals by arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytol.*, 133:65-71.
- Goodwin, J. 1992. The role of mycorrhizal fungi in competitive interactions among native bunchgrasses and alien weeds: a review and synthesis. *Northwest Science*, 66:251-260.
- Graham, J.H. & Eissenstat, D.M. 1994. Host genotype and the formation and function of VA mycorrhizae. *Plant and Soil*, 159:179-185.
- Grime, J.P.; Mackey, J.M.L.; Hiller, S.H. & Read, D.J. 1987. Floristic diversity in a model system using experimental microcosms. *Nature*, 328:420-422.
- Grime, J.P.; Mackey, J.M.L.; Hiller, S.H. & Read, D.J. 1988. Mycorrhizal infection and plant species diversity. *Nature*, 334:202.
- Habte, M. & Manjunath, A. 1987. Soil solution phosphorus status and mycorrhizal dependency in *Leucaena leucocephala*. *Appl. Environ. Microbiol.*, 53:797-801.
- Harley, J.L. & Smith, S.E. 1984. *Mycorrhizal symbiosis*. 2<sup>nd</sup> ed. Academic Press, New York.
- Heaney, A. & Proctor, J. 1989. Chemical elements in litter in forests on Volcan Barva, Costa Rica. In: *Mineral nutrients in tropical forest and savanna ecosystems*. J. Proctor (ed.). Blackwell Sci. Publ., Oxford. pp.255-271.
- Hepper, C.M. & Smith, G.A. 1976. Observation on the germination of *Endogone* spores. *Trans. Br. Mycol. Soc.*, 66:189-194.
- Herrera, R.A.; Capote, R.P.; Menéndez, L. & Rodriguez, M.E. 1991. Silvigenesis stages and the role of mycorrhiza in natural regeneration in Sierra del Rosario, Cuba. In: *Rain forest regeneration and management*. A. Gómez-Pompa; T.C. Whitmore & M. Hadley (eds.). The Parthenon Publishing Group, Paris. pp.211-221.
- Hetrick, B.A.D.; Wilson, G.W.T. & Hartnett, D.C. 1989. Relationship between mycorrhizal dependence and competitive ability of two tallgrass prairie grasses. *Can. J. Bot.*, 67:2608-2615.
- Huante, P.; Rincon, E. & Allen, E.B. 1993. Effect of vesicular-arbuscular mycorrhizae on seedling growth of four tree species from the tropical deciduous forest in Mexico. *Mycorrhiza*, 2:141-145.
- Jakobsen, I. & Rosendahl, L. 1990. Carbon flow into soil and external hyphae from roots of mycorrhizal cucumber plants. *New Phytologist*, 115:77-83.
- Jakobsen, I. 1995. Transport of phosphorus and carbon in VA mycorrhizas. In: *Mycorrhiza: structure, function, molecular biology and biotechnology*. A. Varma & B. Hock (eds.). Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg. pp.297-324.
- Janos, D.P. 1980a. Vesicular-arbuscular mycorrhizae affect lowland tropical rain forest plant growth. *Ecology*, 61:151-162.
- Janos, D.P. 1980b. Mycorrhizae influence tropical succession. *Biotropica*, 12:56-64.
- Janos, D.P. 1983. Tropical mycorrhizas, nutrient cycles and plant

- growth. In: Tropical rain forest: ecology and management. S.L. Sutton; T.C. Whitmore & A.C. Chadwick (eds.). Blackwell Scientific Publications, Oxford, U.K. pp.327-345.
- Janos, D.P. 1985. Mycorrhizal fungi: agents or symptoms of tropical community composition? In: Proceedings of the Sixth North American Conference on Mycorrhizae. R. Molina (ed.). Corvallis. pp.98-103.
- Janos, D.P. 1987. VA mycorrhizas in humid tropical ecosystems. In: Ecophysiology of VA mycorrhizal plants. G.R. Safir (ed.). CRC Press, Boca Raton, Florida. pp.107-134.
- Janos, D.P. 1992. Heterogeneity and scale in tropical vesicular-arbuscular mycorrhiza formation. In: Mycorrhizas in ecosystems. D.J. Read; D.H. Lewis.; A.H. Fitter & I.J. Alexander (eds.). CAB International, Wallingford. pp.276-282.
- Janos, D.P. 1996. Mycorrhizas, succession, and the rehabilitation of deforested lands in the humid tropics. In: Fungi and environmental change. J.C. Frankland; N. Magan & G.M. Gadd (eds.). British Mycological Society Symposium. vol. 20. Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp.129-162.
- Jasper, D.A.; Abbott, L.K. & Robson, A.D. 1989a. Soil disturbance reduces the infectivity of external hyphae of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytol.*, 112:93-99.
- Jasper, D.A.; Abbott, L.K. & Robson, A.D. 1989b. Hyphae of a vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus maintain infectivity in dry soil except when the soil is disturbed. *New Phytol.*, 112:101-107.
- Jasper, D.A.; Abbott, L.K. & Robson, A.D. 1991. The effect of soil disturbance on vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi, in soils from different vegetation types. *New Phytol.*, 118:471-476.
- Jasper, D.A.; Abbott, L.K. & Robson, A.D. 1992. Soil disturbance in native ecosystems – The decline and recovery of infectivity of VA mycorrhizal fungi. In: Mycorrhizas in ecosystems. D.J. Read; D.H. Lewis.; A.H. Fitter & I.J. Alexander (eds.). CAB International, Wallingford. pp.151-155.
- Johnson, N.C. & Wedin, D.A. 1997. Soil carbon, nutrients, and mycorrhizae during conversion of dry tropical forest to grassland. *Ecological Applications*, 7:171-182.
- Johnson, N.C.; Tilman, D. & Wedin, D.A. 1992. Plant and soil controls on mycorrhizal fungal communities. *Ecology*, 73:2034-2042.
- Jordan, C.F. & Herrera, R. 1981. Tropical rainforests: are nutrients really critical? *American Naturalist*, 117:167-180.
- Kageyama, P.Y. 1992. Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidroelétricas da CESP. *Série Técnica IPEF. Piracicaba*, 8:1-43.
- Kenrick, P. & Crane, P.R. 1997. The origin and early evolution of plants on land. *Nature*, 389:33-39.
- Khan, A.G. 1981. Growth responses of endomycorrhizal onions in unsterilized coal waste. *New Phytol.*, 87:363-360.
- Klinge, H. & Rodrigues, W.A. 1968. Litter production in an area of Amazonian terra firme forest. *Amazoniana*, 1:287-310.
- Koide, R.T. 1991. Nutrient supply, nutrient demand and plant response to mycorrhizal infection. *New Phytologist*, 117:365-386.
- Kormanik, P.P. & McGraw, A.C. 1982. Quantification of vesicular-arbuscular mycorrhizae in plant roots. In: Methods and principles of mycorrhizal research. N.C. Schenck (ed.). American Phytopathological Society. St. Paul, Minnesota. pp.37-45.
- Lambert, D.H. & Cole Jr., H. 1980. Effects of mycorrhizae on establishment and performance of forage species in mine spoil. *Agron. J.*, 72:257-260.
- Leitão-Filho, H.F. 1993. *Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão*. Editora da Unesp/Unicamp, São Paulo.
- Linderman, R.G. 1988. VA (vesicular-arbuscular) mycorrhizal symbiosis. *Atlas Sci. Anim. Plant Sci.*, 1:183-188.
- Lynch, J.M. 1983. Soil biotechnology. Microbiological factors in crop productivity. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Malloch, D.W.; Pirozynski, K.A. & Raven, P.W. 1980. Ecological and evolutionary significance of mycorrhizal symbioses in vascular plants. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, 77:2113-2118.
- Marx, D.H. & Krupa, S.V. 1978. Mycorrhizae. In: Interactions between non-pathogenic soil microorganisms and plants. Y.R. Dommergues & S.V. Krupa (eds.). Elsevier Scientific Publication, Amsterdam. pp.401-442.
- McGonigle, T.P. & Fitter, A.H. 1990. Ecological specificity of vesicular-arbuscular mycorrhizal associations. *Mycol. Res.*, 94:120-122.
- Merryweather, J. & Fitter, A. 1996. Phosphorus nutrition of an obligately mycorrhizal plant treated with the fungicide benomyl in the field. *New Phytol.*, 132:307-311.
- Miller, M.; McGonigle, T.P. & Addy, H. 1994. An economic approach to evaluate the role of mycorrhizas in managed ecosystems. *Plant and Soil*, 159:27-35.
- Miller, R.M. 1987. The ecology of vesicular-arbuscular mycorrhizae in grass and shrublands. In: Ecophysiology of VA mycorrhizal plants. G.R. Safir (ed.). CRC Press, Boca Raton, Florida. pp.135-169.
- Miller, R.M. & Jastrow, J.D. 1992. The role of mycorrhizal fungi in soil conservation. In: Mycorrhizae in sustainable agriculture. G.J. Bethlenfalvay & R.G. Linderman (eds.). ASA Special Publication, 54. pp.29-44.
- Miller, R.M. & Jastrow, J.D. 1994. Vesicular-arbuscular mycorrhizae and biogeochemical cycling. In: Mycorrhizae and plant health. F.L. Pfleger & R.G. Linderman (eds.). APS Press, Minnesota. pp.189-212.
- Montagnini, F. & Sancho, F. 1994. Nutrient budgets of young plantations with native trees: strategies for sustained management. In: Forest resources and wood-based biomass energy as rural development Assets. W. Bentley & M. Gowen (eds.). Oxford & IBH Publishing, New Delhi. pp.213-233.
- Moorman, T. & Reeves, F.B. 1979. The role of endomycorrhizae in revegetation practices in the semi-arid west: II. A bioassay to determine the effect of land disturbance on endomycorrhizal populations. *Amer. J. Bot.*, 66:14-18.
- Morton, J.B. 1990. Species and clones of arbuscular micorrhizal fungi (Glomales, Zygomycetes): their role in macro- and microevolutionary processes. *Mycotaxon*, 37:493-515.
- Mullen, R.B. & Schimidt, S.K. 1993. Mycorrhizal infection, phosphorus uptake, and phenology in *Ranunculus odoneus*: implications for the functioning of mycorrhizae in alpine systems. *Oecologia*, 94:229-234.
- Newman, E.I. 1988. Mycorrhizal links between plants: their functioning and ecological significance. *Adv. Ecol. Res.*, 18:243-270.
- Newsham, K.K.; Fitter, A.H. & Watkinson, A.R. 1995. Multifunctionality and biodiversity in arbuscular mycorrhizas. *Elsevier Trends Journal*, 10:407-411.
- Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*, 164:262-270.
- Pagano, S.N. 1985. Estudo florístico, fitossociológico e de ciclagem de nutrientes em mata mesófila semidecídua, no município de Rio Claro, SP. Tese de Livre Docência, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP.
- Pagano, S.N. 1989. Nutrientes minerais do folheto produzido em mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro, SP. *Rev. Brasil. Biol.*, 49:641-647.
- Pankow, W.; Boller, T. & Wiemken, A. 1991. The significance of mycorrhizas for protective ecosystems. *Experientia*, 47:391-394.
- Parra-Garcia, M.D.; Lo Giudice, V. & Ocampo, J.A. 1992. Absence of VA colonization in *Oxalis pes-caprae* inoculated with *Glomus mosseae*. *Plant and Soil*, 145:298-300.
- Patrick, J.W. 1989. Solute efflux from the root at plant-microorganisms interfaces. *Aust. J. Plant Physiol.*, 16:53-67.
- Paul, E.A. & Kucey, R.M.N. 1981. Carbon flow in plant microbial associations. *Science*, 213:473-474, 1981.
- Pearson, J.N. & Jakobsen, I. 1993. Symbiotic exchange of carbon and phosphorus between cucumber and three vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytol.*, 124:481-488.
- Pearson, J.N.; Abbott, L.K. & Jasper, D.A. 1993. Mediation of

- competition between two colonizing VA mycorrhizal fungi by the host plant. *New Phytol.*, 123:93-98.
- Perry, D.L.; Molina, R. & Amarantous, M.P. 1987. Mycorrhizae, mycorrhizospheres, and reforestation: current knowledge and research needs. *Can. J. For. Res.*, 17:929-940.
- Pfleger, F.L.; Stewart, E.L. & Noyd, R.K. 1994. Role of VAM fungi in mine land revegetation. In: *Mycorrhizae and plant health*. F.L. Pfleger & R.G. Linderman (eds.). APS Press, Minnesota. pp.47-81.
- Piché, Y.; Simom, L. & Séguin, A. 1994. Genetic manipulation in vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant and Soil*, 159:171-178.
- Plenchette, C.; Fortin, J.A. & Furlan, V. 1983. Growth response of several plants species to mycorrhiza in a soil of moderate P fertility. I. Mycorrhizal dependency under field conditions. *Plant and Soil*, 70:191-209.
- Rajapakse, S. & Miller Jr., J.C. 1992. Methods for studying vesicular-arbuscular mycorrhizal root colonization and related root physical properties. In: *Methods in microbiology*. vol. 24. J.R. Norris; D.J. Read & A.K. Varma (eds.). Academic Press, London. pp.301-315.
- Read, D. J. 1991. Mycorrhizas in ecosystems. *Experientia*, 47:376-390.
- Redhead, J.F. 1980. Mycorrhiza in natural tropical forests. In: *Tropical mycorrhiza research*. P. Mikola (ed). Clarendon Press, Oxford. pp.127-142.
- Reeves, F.B. 1985. Survival of va mycorrhizal fungi - interactions of secondary succession, mycorrhizal dependency in plants, and resource competition. In: *Proceedings of the Sixth North American Conference on Mycorrhizae*. R. Molina (ed.). Corvallis. pp.110-113.
- Reeves, F.B.; Wagner, D.; Moorman, T. & Kiel, J. 1979. The role of endomycorrhizae in revegetation practices in the semi-arid west. I. A comparison of incidence of mycorrhizae in severely disturbed vs. natural environments. *Am. J. Bot.*, 66:6-13.
- Safir, G.R. 1994. Involvement of cropping systems, plant produced compounds and inoculum production in the functioning of VAM fungi. In: *Mycorrhizae and plant health*. F.L. Pfleger & R.G. Linderman (eds.). APS Press, Minnesota. pp.239-259.
- Salis, S.M.; Tamashiro, J.Y. & Joly, C.A. 1994. Florística e fitossociologia do estrato arbóreo de um remanescente de mata ciliar do rio Jacaré-Pepira, Brotas, SP. *Revta. brasil. Bot.*, 17:93-103.
- Sanders, F.E. & Tinker, P.B. 1971. Mechanism of absorption of phosphate from soil by *Endogone* mycorrhizas. *Nature*, 233:278-279.
- Sanders, I.R.; Koide, R.T. & Shumway, D.L. 1995. Community-level interactions between plants and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. In: *Mycorrhiza: structure, function, molecular biology and biotechnology*. A. Varma & B. Hock (eds). Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg. pp.607-625.
- Sanders, I.R.; Clapp, J.P. & Wiemken, A. 1996. The genetic diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in natural ecosystems - a key to understanding the ecology and functioning of the mycorrhizal symbiosis. *New Phytol.*, 133:123-134.
- Santos, V.D. 1989. Ciclagem de nutrientes minerais em mata tropical subcaducifolia dos planaltos do Paraná (Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo - Fênix-PR). Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- Schlittler, F.H.M. 1990. Fitossociologia e ciclagem de nutrientes na floresta tropical do Parque Estadual Morro do Diabo. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP.
- Schlittler, F.H.M.; De Marinis, G. & Cesar, O. 1993. Transferência de macronutrientes pela serapilheira produzida na floresta do Morro do Diabo (região do Pontal do Paranapanema, estado de São Paulo). *Arq. Biol. Tecnol.*, 36:597-611.
- Schreiner, R.P. & Koide, R.T. 1993. Antifungal compounds from the roots of mycotrophic and non-mycotrophic plant species. *New Phytol.*, 123:99-105.
- Schwab, S.M.; Leonard, R.T. & Menge, J.A. 1984. Quantitative and qualitative comparison of roots exudates of mycorrhizal and nonmycorrhizal plant species. *Can. J. Bot.*, 62:1227-1231.
- Sieverding, E. 1991. Vesicular-arbuscular mycorrhiza management in tropical agrosystems. *Deutsche Gesellschaft fur Technissche Zusammenarbeit (GTZ) GmbH*. Eschbon.
- Simon, L. 1996. Phylogeny of the Glomales: deciphering the past to understand the present. *New Phytol.*, 133:95-101.
- Simon, L.; Bousquet, J.; Lévesque, R.C. & Lalonde, M. 1993. Origin and diversification of endomycorrhizal fungi and coincidence with vascular land plants. *Nature*, 363:67-69.
- Siqueira, J.O. & Franco, A.A. 1988. Biotecnologia do solo, fundamentos e perspectivas. MEC/ABEAS/ESAL/FAEPE, Brasília.
- Siqueira, J.O.; Collozzi Filho, A. & Saggin Junior, O.J. 1994. Efeitos da inoculação de plântulas de cafeeiro com quantidades crescentes de esporos do fungo endomicorrízico *Gigaspora margarita*. *Pesq. Agropec. Bras.*, 29:875-883.
- Siqueira, J.O.; Curi, N.; Vale, F.R.; Ferreira, M.M. & Moreira, F.M.S. 1995. Aspectos de solos, nutrição vegetal e microbiologia na implantação de matas ciliares. Companhia Energética de Minas Gerais/Universidade Federal de Lavras, Lavras.
- Siqueira, J.O.; Carneiro, M.A.C.; Curi, N.; Rosado, S.C.S. & Davide, A.C. 1998. Mycorrhizal colonization and mycotrophic growth of native woody species as related to successional groups in southeastern Brazil. *Forest Ecology Management*, 107:241-252.
- St. John, T.V. & Coleman, D.C. 1983. The role of mycorrhizae in plant ecology. *Can. J. Bot.*, 61:1005-1014.
- Smith, S.E. & Read, D.J. 1997. *Mycorrhizal symbiosis*. Academic Press, London. 605p.
- Sthal, P.D. & Smith, W.K. 1984. Effects of different geographic isolates of *Glomus* on the water relations of *Agropyron smithii*. *Mycologia*, 76:261-267.
- Stotzky, G. 1972. Activity, ecology and population dynamic of microorganisms in soil. *Cri. Rev. Microbiol.*, 2:59-137.
- Sylvia, D.M. & Shenck, N.C. 1983. Application of superphosphate to mycorrhizal plants stimulates sporulation of phosphorus tolerant vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytol.*, 95:655-661.
- Sylvia, D.M. & Williams, S.E. 1992. Vesicular-arbuscular mycorrhizae and environmental stress. In: *Mycorrhizae in sustainable agriculture*. G.J. Bethlenfalvay & R.G. Linderman (eds.). ASA Special Publication, 54:101-124.
- Theodorou, C. & Bowen, G.D. 1973. Inoculation of seeds and soils with basidiospores of mycorrhizal fungi. *Soil Biol. Biochem.*, 5:765-771.
- Thomson, B.D.; Clarkson, D.T. & Brain, P. 1990. Kinetics of phosphorus uptake by the germ-tubes of the vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus, *Gigaspora margarita*. *New Phytol.*, 116:647-653.
- Tommerup, I.C. 1985. Inhibition of spore germination of VAM fungi in soil. *Trans. Br. Mycol. Soc.*, 85:267-278.
- Tommerup, I.C. 1992. Methods for the study of the population biology of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. In: *Methods in microbiology*. vol. 24. J.R. Norris; D.J. Read & A.K. Varma (eds.). Academic Press, London. pp.23-51.
- Trappe, J.M. 1987. Phylogenetic and ecologic aspects of mycotrophy in the angiosperms from an evolutionary standpoint. In: *Ecophysiology of VA mycorrhizal plant*. G.R. Safir (ed.). CRC Press, Boca Raton, Florida. pp.5-25.
- Vitousek, P.M. & Sanford Jr., R.L. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 17:137-167.
- Vitousek, P.M. 1984. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology*, 65:285-298.
- Wallace, P.M.; Best, G.R. & Feiertag, J.A. 1985. Mycorrhizae enhance growth of sweetgum in phosphate mined overburden soils. In: *Better reclamation with trees conference*. University of Illinois. pp.41-52.
- Warnock, A.J.; Fitter, A.H. & Usher, M.B. 1982. The influence of a springtail *Folsomia candida* (Insecta, Collembola) on the mycorrhizal association of leek *Allium porrum* and the vesicular-arbuscular mycorrhizal endophyte *Glomus fasci-*

- culatus*. New Phytol., 90:285-292.
- Wedin, D.A. & Tilman, D. 1990. Species effects on nitrogen cycling: a test with perennial grasses. *Oecologia*, 11:433-441.
- Wilson, G.W.T.; Hetrick, B.A.D. & Kitt, D.G. 1989. Suppression of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus spore germination by non-sterile soil. *Can. J. Bot.*, 67:18-23.
- Zangaro, W. 1997. Micorrizas arbusculares em espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi (PR) e suas relações com os grupos sucessionais. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Zangaro, W.; Bononi, V.L.R. & Trufen, S.B. 2000. Mycorrhizal dependency, inoculum potential and habitat preference of native woody species in south Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 16:603-622.

## Apêndice

Relação das espécies arbóreas nativas, grupos ecológicos e o estado micotrófico. \* Com base na colonização na casa de vegetação: alta (> 50%), média (49-20%) e baixa (19-1%); \*\* raízes coletadas no campo.

Grupo sucessional	Espécies/(Famílias)	Micotrofia*
<b>Pioneiras</b>	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham. (Verbenaceae)**	alta
	<i>Cecropia glaziovii</i> Sneath. (Cecropiaceae)**	alta
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trec. (Cecropiaceae)**	alta
	<i>Cestrum intermedium</i> Semdh. (Solanaceae)**	alta
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham. (Verbenaceae)	alta
	<i>Croton floribundus</i> Spreng. (Euphorbiaceae)**	alta
	<i>Croton urucurana</i> Baill. (Euphorbiaceae)	alta
	<i>Mimosa scabrella</i> Benth. (Mimosaceae)	alta
	<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker (Asteraceae)	alta
	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi (Anacardiaceae)**	alta
	<i>Senna macranthera</i> (Collad.) H. S. Irwin & Barneby (Caesalpinaceae)**	alta
	<i>Solanum argenteum</i> Dun. (Solanaceae)**	alta
	<i>Tabernaemontana australis</i> (M. Arg.) Miers (Apocynaceae)**	alta
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blum. (Ulmaceae)**	alta
	<i>Xylosma ciliatifolium</i> (Clos) Eichler (Flacourtiaceae)**	alta
<i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer (Flacourtiaceae)	alta	
<b>Secundárias iniciais</b>	<i>Albizia hasslerii</i> (Chodat) Burkart (Mimosaceae)	alta
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan (Mimosaceae)	alta
	<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan (Mimosaceae)	média
	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl. (Malvaceae)	alta
	<i>Bauhinia forficata</i> Link. (Caesalpinaceae)	alta
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw. (Flacourtiaceae)**	alta
	<i>Colubrina glandulosa</i> Perk. (Rhamnaceae)**	alta
	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. Ex Steud. (Boraginaceae)	alta
	<i>Eugenia uniflora</i> L. (Myrtaceae)**	alta
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. (Sterculiaceae)**	alta
	<i>Heliocarpus americanus</i> L. (Tiliaceae)**	alta
	<i>Lafoensia pacari</i> A. St. Hil. (Lythraceae)	alta
	<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. & Benth. (Fabaceae)	alta
	<i>Luehea candicans</i> Mart. Zucc. (Tiliaceae)**	alta
	<i>Luehea divaricata</i> Mart. (Tiliaceae)	alta
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan (Mimosaceae)**	alta
	<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth. (Fabaceae)	alta
	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A. Robyns (Bombacaceae)	alta
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) Smith & Downs (Euphorbiaceae)**	alta	
<i>Tabebuia chysotricha</i> (Mart. Ex DC.) Standl. (Bignoniaceae)	alta	
<b>Secundárias tardias</b>	<i>Acacia polyphylla</i> DC. (Mimosaceae)	média
	<i>Astronium graveolens</i> Jacq. (Anacardiaceae)**	média
	<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd. (Nyctaginaceae)**	baixa
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg (Myrtaceae)**	alta
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell. (Meliaceae)**	média
	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. Ex Benth. (Fabaceae)**	média
	<i>Chorisia speciosa</i> St. Hil. (Bombacaceae)**	baixa
	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell. (Boraginaceae)	média
	<i>Enterolobium contorfisiliquum</i> (Vell.) Morong (Mimosaceae)	baixa
	<i>Ficus guaranitica</i> Schodat (Moraceae)**	baixa
	<i>Genipa americana</i> L. (Rubiaceae)	baixa
	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart. (Mimosaceae)	baixa

continuação

	<i>Inga striata</i> Benth. (Mimosaceae)**	baixa
	<i>Jacaranda mimosaefolia</i> D. Don (Bignoniaceae)	baixa
	<i>Jacaranda puberula</i> Cham. (Bignoniaceae)**	baixa
	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC. (Caricaceae)**	baixa
	<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl. (Anacardiaceae)**	baixa
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl. (Fabaceae)**	baixa
	<i>Machaerium minutiflorum</i> Tul. (Fabaceae)	baixa
	<i>Ocotea puberola</i> (Reich.) Ness (Lauraceae)**	média
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub. (Caesalpinaceae)**	ausente
	<i>Prunus sellowii</i> Hoehne (Rosaceae)**	baixa
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul. (Caesalpinaceae)**	baixa
	<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn. (Polygonaceae)**	baixa
	<i>Strichinus brasiliensis</i> (Spreng.) Mart. (Styracaceae)**	baixa
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm. (Arecaceae)**	baixa
	<i>Tabebuia roseo-alba</i> (Ridl.) Sand. (Bignoniaceae)	alta
	<i>Vitex montevidensis</i> Cham. (Verbenaceae)**	alta
<b>Clímaces</b>	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau (Bignoniaceae)	ausente
	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) M. Arg. (Euphorbiaceae)**	baixa
	<i>Aspidosperma polyneuron</i> M. Arg. (Apocynaceae)**	ausente
	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze (Lecythidaceae)	baixa
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. (Caesalpinaceae)	baixa
	<i>Euterpe edulis</i> Mart. (Arecaceae)**	baixa
	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss. (Meliaceae)**	baixa
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli (Fabaceae)**	baixa
	<i>Hymenaea courbaril</i> L. (Caesalpinaceae)	baixa
	<i>Ocotea indecora</i> Schost. (Lauraceae)**	baixa
	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms (Mimosaceae)	baixa
	<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman (Myrtaceae)**	baixa
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) Burg. Lanj. & Bcer (Moraceae)**	baixa
	<i>Trichilia casaretti</i> C. DC. (Meliaceae)	baixa
	<i>Trichilia clausenii</i> C. DC. (Meliaceae)**	baixa
	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss. (Meliaceae)**	baixa

## Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas

Alba L. Cavalheiro, José M. D. Torezan e Laércio Fadelli

**ABSTRACT** – (Restoration of degraded areas: search for diversity and ecosystem function) Degraded land restoration models, both from literature and from Tibagi Project reports were analyzed, focusing on aspects such as species diversity, flowering and fruiting season, seed dispersion syndrome, leguminous (N-fixing) species, frugivorous mass suppliers and successional categories. Most of the models are based on successional categories. The two most important problems detected were the use of a high number of pioneer seedlings that belong only to a few species and gaps in the supply of resources to frugivorous animals. Very important species for the frugivorous animals, such as *Euterpe edulis* and *Ficus* species are virtually absent from the models. These species, candidates for being considered keystone species, act as mass suppliers of fruits in season of low offer. Typical procedures for restoration of degraded lands are presented and the weak points for an improvement in the functional diversity are highlighted.

Key words – Restoration models, recuperation, Tibagi River Basin.

### INTRODUÇÃO

Modelos de recuperação de áreas degradadas evoluíram desde plantios de espécies exóticas até tentativas de reprodução da sucessão secundária (Kageyama & Castro, 1989) e no seu desenvolvimento sempre esteve implícita a necessidade de se recuperar a “função” ou os serviços oferecidos pelos ecossistemas degradados (Viana, 1994). A inclusão de critérios sucessionais veio de encontro à necessidade de imprimir rapidez ao processo de recuperação e, recentemente, discussões relacionadas ao papel da diversidade na integridade dos sistemas ecológicos têm trazido a preocupação de que seja utilizado o maior número possível de espécies (Kageyama *et al.*, 1994).

Questionamentos têm surgido quanto ao papel da diversidade *per se*, levando à sugestão de que a diversidade de grupos funcionais de espécies é o que realmente exerceria papel importante no funcionamento dos ecossistemas (Risser, 1995; Silver *et al.*, 1995).

Por outro lado, a presença de mais de uma espécie com a mesma função no sistema pode ter um alto valor quando são considerados os gradientes ambientais e os conseqüentes gradientes de respostas das espécies e as perspectivas de perturbações em qualquer escala de tempo ou espaço (Holdgate, 1996).

Analisando modelos antigos e atuais, à luz de informações da ecologia das espécies que são utilizadas nesses modelos, pode-se inferir sobre os aspectos funcionais dos sistemas propostos e formular novas recomendações com base no papel a ser desempenhado pelas espécies, mais do que simplesmente no seu número e na sua categoria sucessional.

Entre as informações que podem e devem ser integradas ao processo de modelagem estão, por exemplo, época de floração e de frutificação, agentes polinizadores, agentes dispersores, estrato ocupado e tipo de microhabitat. A ciclagem de nutrientes é uma outra função do sistema, que terá dependência da composição (Lamont, 1995). Espécies de plantas com simbioses fixadores de nitrogênio (N) — como as espécies da família Leguminosae — ou grandes retentores de biomassa (por exemplo, *Ficus* spp., *Aspidosperma polyneuron* e *Gallesia integrifolia*) devem representar papel importante nos sistemas considerados.

É comum que estudos de comunidades de árvores sejam justificados através do seu uso potencial para a definição dos modelos de recuperação (Mantovani *et al.*, 1989; Nakajima *et al.*, 1996). Entretanto, para que a informação desses levantamentos seja efetivamente aproveitada, não se deve considerar apenas a composição, mas, também, as relações de abundância entre as



espécies. Kageyama *et al.* (1994) mencionam a inclusão do conceito de espécies raras e espécies comuns na formulação dos modelos, assumindo que sua abundância nas comunidades tem associação com sua biologia e ecologia.

O alto custo de recuperação através do plantio de mudas ou sementes impede a utilização de um número alto de espécies arbóreas, e a manipulação de espécies não-arbóreas, de pequenos animais e da maioria dos microorganismos está, ao menos até o momento, fora de cogitação (Viana, 1994). Estudos para reintroduzir comunidades de fungos micorrízicos estão sendo desenvolvidos, mas prendem-se ao objetivo de melhorar o desempenho do plantio de mudas (Zangaro, 1998; ver capítulo 11, neste livro).

Para um enriquecimento mais rápido das áreas em recuperação, sua disposição junto a remanescentes de florestas, degradados ou não, pode ser planejada. Além de acelerar e tornar mais eficiente o processo de recuperação, dispendo-as dessa forma há o aumento das áreas de florestas remanescentes, reduzindo os problemas relacionados à fragmentação de áreas verdes.

Entre os aspectos mais críticos da fragmentação estão as transformações relativas ao sucesso reprodutivo das espécies (Murcia, 1996), pois elas dependem de polinizadores e dispersores, que podem sofrer diretamente as conseqüências da fragmentação em suas populações (redução do tamanho, endogamia, etc.) e/ou ter sua sobrevivência ameaçada pela falta dos recursos vegetais. Apenas para exemplificar, aves das famílias Cracinae (jacus), Ramphastidae (tucanos) e Cotingidae (arapongas), responsáveis naturais pela dispersão de *Euterpe edulis* (palmito) (Zimmermann, 1991), são incapazes de ter seu ciclo biológico mantido em manchas de florestas (Sick, 1986). Como conseqüência, em áreas fragmentadas a dispersão dessa palmeira fica comprometida pela falta de aves de grande porte (Zimmermann, 1991). Essa interação é, portanto, bidirecional, pois em ecossistemas onde há um número insuficiente de plantas (como conseqüência da fragmentação) que se apresentam como fornecedoras de recursos para um grupo específico de polinizadores ou dispersores, o sucesso reprodutivo de todos os organismos envolvidos fica comprometido.

No entanto, a absorção da biodiversidade das áreas vizinhas deve ser dependente da porosidade do sistema implantado às espécies vegetais, animais e de microorganismos. A maior parte dos requisitos para essa porosidade deve estar ligada ao desenvolvimento da estrutura florestal e às mudanças microclimáticas (Viana, 1994). Mas a atração de animais depende, entre outros fatores, da oferta de recursos alimentares.

A seguir, este capítulo apresenta a análise da composição de grupos funcionais de algumas áreas florestais e de uma série de modelos de recuperação, teóricos ou efetivamente implantados, buscando acessar a pers-

pectiva de funcionamento dos sistemas oriundos desses modelos.

## MÉTODOS

Como nem todos os modelos de recuperação mencionam as espécies utilizadas, foram compilados os modelos disponíveis na literatura e alguns utilizados pelo projeto Aspectos da Fauna e Flora da Bacia do Rio Tibagi (Projeto Tibagi), desenvolvido por pesquisadores da Universidade Estadual de Londrina (UEL). É importante ressaltar que alguns dos modelos avaliados não apresentavam todas as informações desejadas para esta análise, listadas abaixo.

Foram considerados, na análise, a área total implantada, a lista de espécies, o total de mudas plantadas por área, o espaçamento e, ainda, se o plantio era de recomposição de área degradada ou de enriquecimento de remanescente preexistente. As informações obtidas dos modelos foram comparadas com inventários florestais e levantamentos florísticos de áreas próximas.

A partir da lista de espécies obtida, e com auxílio de fichas do Herbário da Universidade Estadual de Londrina (Herbário FUEL), de anotações de campo da equipe de coleta do Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas da UEL e informações constantes da literatura (Lorenzi, 1992, 1998; Silva, 1997; Moreira, 1998), foi montado um banco de dados com as informações disponíveis sobre a biologia (fenologia, agentes polinizadores e dispersores, grupo sucessional, fixadoras de nitrogênio) e outros aspectos funcionais.

Através da análise dos textos que acompanhavam os modelos ou de anotações de arquivo, foram obtidas as diretrizes declaradas para a sua composição.

Verificou-se, em cada modelo, a presença de determinados grupos funcionais (tab. 1), comparando-se os resultados com as diretrizes declaradas para a confecção do modelo.

Para se obter uma indicação da diversidade específica associada a cada modelo, foi dividido o número de indivíduos (mudas) pelo número de espécies.

Com base nos resultados obtidos e em características do funcionamento real de um viveiro de mudas, procurou-se formular um protocolo geral para a recuperação de áreas degradadas.

## RESULTADOS

### Diretrizes para a Composição de Modelos

A seguir estão resumidas as diretrizes declaradas dos modelos analisados, os quais se basearam em levantamentos florísticos e fitossociológicos regionais e na composição de grupos sucessionais.

Nos modelos implantados pelo Projeto Tibagi (tab. 2, modelos 1 a 9) foram utilizados três tipos básicos de

**Tabela 1.** Grupos funcionais definidos para a análise dos modelos.

Grupo funcional	Definição	Importância
Leguminosas	fixadores de nitrogênio	recuperação de solos
Zoocoria	frutos são recursos para animais	atração de dispersores
Zoofilia	flores são recursos para animais	atração de polinizadores
Grupo sucessional	comportamento na sucessão secundária	dinâmica das comunidades
Espécies-chave	qualquer grupo anterior, especialmente o 2º e o 3º	espécies com grande importância em processos naturais, como <i>Ficus</i> spp. e <i>Euterpe edulis</i>

plântio: 1) plântio misto, constante de 50% de mudas de espécies de desenvolvimento rápido (em altura e formação de copa), para reduzir os custos com manutenção (capina), 25% de mudas de espécies secundárias iniciais e 25% de mudas de secundárias tardias e clímaxes; na maioria dos casos, espaçamento de 2,0 × 2,0 m; 2) Plântio em etapas, recomendado para áreas fortemente ocupadas por gramíneas como o capim-colônio (*Panicum maximum* L.). Num primeiro momento, efetuava-se o plântio de 100% de espécies de desenvolvimento rápido (pioneiras e secundárias iniciais), com espaçamento de 1,5 × 1,5 m, para áreas mantidas com capina manual, ou de 2,0 × 3,0 m, nas áreas mantidas com capina mecânica. Num segundo momento, após o controle das gramíneas, efetuava-se o plântio de enriquecimento nas entrelinhas, com espécies tardias e clímaxes; 3) Plântio de enriquecimento, com a introdução de espécies tardias e clímaxes, utilizado em remanescentes florestais ou áreas em processo natural de recuperação. Esse tipo de plântio geralmente é conduzido com a utilização de mudas, mas alguns autores já apontam para a possibilidade de utilizar plântio direto de sementes (Barbosa *et al.*, 1992a).

Ocorria, ainda, a utilização, sempre que necessário, do maior número possível de espécies (disponíveis no viveiro) adaptadas a áreas sujeitas a alagamento e utilização de espécies que fornecessem alimento para as faunas terrestre e aquática (em margens de rios e em pisciculturas). Embora essas diretrizes não estivessem explícitas nos modelos, eram implementadas pela equipe do Laboratório de Biodiversidade da UEL, mas sem que isso implicasse em modificação dos outros procedimentos do viveiro, como coleta de sementes, por exemplo.

Apesar de não haver protocolo a respeito, foram incluídas espécies exóticas com comportamento “pioneiro”, como *Muntingia calabura*.

Em relação aos modelos extraídos da literatura (tab. 2, modelos 10 a 17), foram analisadas apenas as espécies utilizadas e suas características funcionais.

### Grupos Funcionais nos Modelos

Houve dificuldade na obtenção de informações sobre o estrato na estrutura vertical da floresta de um número significativo de espécies.

O mesmo ocorreu com a tolerância ao alagamento, cujas informações estão disponíveis ainda para um

número pequeno de espécies (ver capítulo 10). Na rotina dos viveiros, essa falta de informação tem sido preenchida com observações de campo.

Desse modo, não foram conduzidas análises sobre essas duas características funcionais.

### Proporção de espécies zoocóricas e época de frutificação

Os modelos estudados apresentaram de 30 a 68% de espécies zoocóricas (tab. 2), com média de 47% (N = 17). No entanto, essa baixa proporção de espécies zoocóricas não está associada a muitas lacunas na oferta de recursos aos frugívoros ao longo do ano, exceto em modelos com poucas espécies (fig. 1; tab. 3).

### Síndrome de polinização e época de floração

Informações sobre agentes polinizadores e sobre visitantes florais, disponíveis na literatura e/ou em arquivos do Herbário FUEL, são apresentadas na tabela 4.

Para a maioria das espécies, não foram encontradas referências na literatura nem nas fichas do Herbário FUEL sobre sua síndrome de polinização. A quantidade de espécies para as quais não havia essa informação variou de 38 a 85% nos modelos (média de 60%). A síndrome “abelhas” foi atribuída ao maior número de espécies (29%), variando de 10 a 44% nos modelos. Essa categoria provavelmente inclui abelhas de vários grupos, sendo de valor discutível.

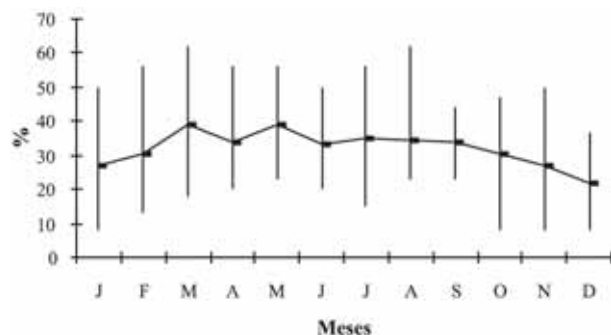
As épocas de floração (tab. 5), obtidas a partir de informações constantes no herbário, mostraram concentração de espécies florindo na estação chuvosa (fig. 2), embora durante todo o ano ocorra floração.

### Leguminosas

A proporção de espécies pertencentes ao grupo leguminosas variou de 18% a 61%, e apenas um modelo não apresentou nenhuma espécie da categoria. O modelo que apresentou 61% de leguminosas (tab. 2, modelo 12) (Barbosa *et al.*, 1992c) tinha apenas 13 espécies, e os autores não comentaram se foi intencional a utilização desse percentual, afirmando apenas que a composição do modelo teve como base o levantamento fitossociológico e a disponibilidade de espécies em viveiro à época do plântio.

**Tabela 2.** Porcentagem de espécies por grupo funcional nos modelos analisados: 1 a 8) Modelos implantados pelo Projeto Tibagi; 9) Modelo em fase de implantação pelo Projeto Tibagi; 10) Aoki & Souza (1989); 11) Müller & Zelazowski (1989); 12) Barbosa *et al.* (1992c); 13) Barbosa *et al.* (1992b); 14) Kageyama & CESP (1992); 15) Botelho *et al.* (1995); 16) Botelho *et al.* (1995); 17) Barbosa *et al.* (1997). Leg = leguminosas; ZOO = espécies zoocóricas; ANE = espécies anemocóricas; AUT = espécies autocóricas; SI = espécies sem informação sobre período de floração/frutificação; P = espécies pioneiras; I = espécies secundárias iniciais; T = espécies secundárias tardias; C = espécies clímaxes; Palmito/Figueiras = presença (P) ou ausência (A); R/E = áreas de recomposição ou enriquecimento. \* O modelo 16 contém uma espécie com dispersão barocórica (1,54%).

Modelo	Nº de espécies	Síndrome de dispersão (%)				Categoria sucessional (%)					Leg %	Palmito	Figueiras	R/E
		ZOO	ANE	AUT	SI	P	I	T	C	SI				
1	34	44,12	38,23	17,65	0	20,59	35,29	26,47	17,65	0	29	A	A	R
2	25	56,00	24,00	16,00	4,00	12,00	52,00	12,00	24,00	0	36	A	A	R
3	34	55,88	29,41	11,77	2,94	26,47	38,23	14,71	20,59	0	26	A	A	R
4	18	33,33	55,56	11,11	0	11,11	27,78	44,44	16,67	0	28	A	A	E
5	20	50,00	35,00	10,00	5,00	15,00	60,00	10,00	15,00	0	35	A	A	R
6	16	62,50	25,00	12,50	0	43,75	37,50	12,50	6,25	0	0	A	A	E
7	38	47,37	39,47	10,53	2,63	18,42	34,21	26,32	18,42	2,63	29	P	A	R
8	22	68,18	13,64	13,64	4,54	18,18	40,91	18,18	18,18	4,55	27	A	A	R
9	38	68,42	15,79	15,79	0	21,05	36,84	21,05	18,42	2,63	18	P	P (1 sp.)	R
10	16	31,25	43,75	25,00	0	6,25	31,25	37,50	25,00	0	44	P	A	E
11	34	55,88	38,24	5,88	0	2,94	29,41	32,35	29,41	5,88	18	A	P (1 sp.)	R
12	13	46,15	23,08	23,08	7,69	7,69	38,46	30,77	15,39	7,69	61	A	A	R
13	10	30,00	30,00	30,00	10,00	10,00	30,00	40,00	10,00	10,00	60	A	A	R
14	23	30,44	52,17	17,39	0	21,74	34,78	13,04	30,44	0	35	A	A	R
15	35	37,14	28,57	31,43	2,86	20,00	54,29	14,29	11,43	0	46	A	A	R
16*	65	49,23	26,15	21,54	1,54	21,54	36,92	24,62	12,31	4,62	38	A	P (1 sp.)	R
17	31	41,94	45,16	12,90	0	19,35	35,48	32,26	9,68	3,23	35	A	A	R
Média		47,52	33,13	16,84	2,42	17,42	38,43	24,15	17,58	2,43				



**Figura 1.** Porcentagem do total de espécies zoocóricas frutificando ao longo do ano nos 17 modelos analisados. Os pontos representam médias (N = 17) e as barras os valores mínimos e máximos absolutos.

### Grupo sucessional

Na maioria dos modelos, com exceção daqueles de enriquecimento de áreas remanescentes, utiliza-se 50% de espécies pioneiras. Contudo, a baixa proporção dessas espécies nos modelos analisados indica que tem sido utilizado um alto número de mudas de pioneiras mas um número pequeno de espécies (tab. 2).

### Espécies importantes para a fauna

Algumas espécies arbóreas podem ser de grande importância para a fauna, seja pela quantidade de recursos que oferece (flores, frutos e néctar), seja por oferecê-los em épocas de escassez. Dada a sua importância indireta para outros componentes do ecossistema, geralmente são referidas como espécies-chave.

Para a bacia do rio Tibagi, esse parece ser o caso de *E. edulis* e de várias espécies do gênero *Ficus*, que são responsáveis pela maior parte da alimentação de diferentes animais (Zimmermann, 1991; Rocha, 2001). Em outras regiões, outras palmeiras aparecem como espécies-chave, como é o caso de *Syagrus romanzoffiana* (jerivá).

*E. edulis* e espécies de *Ficus* estão ausentes na maioria dos modelos (70%) (tab. 2). Cerca de 17% (três de 17 modelos) apresentaram mudas de *E. edulis*, e outros 17% tinham pelo menos uma espécie de *Ficus*. Essas espécies estão presentes em praticamente todas as florestas do Sul e do Sudeste brasileiros (na bacia do rio Tibagi, três dos oito inventários têm essas espécies, e outros dois têm pelo menos uma espécie de *Ficus*).

## DISCUSSÃO

### Diretrizes para a Composição de Modelos

Nos modelos implantados pelo Projeto Tibagi (tab. 2, modelos 1 a 9), algumas espécies importantes da região ficaram excluídas por questões técnicas relacionadas à coleta, germinação ou a requerimentos para o plantio, como *Aspidosperma polyneuron* (peroba-rosa), *Ficus* spp. (figueiras) e *E. edulis*. No caso específico desta última espécie, a opção por incluí-la em um segundo momento, quando a área em recuperação já apresentasse um certo nível de sombreamento, acabou por excluí-la dos modelos na maioria dos casos, já que

**Tabela 3.** Oferta de frutos. Porcentagem de espécies zoocóricas em período de frutificação por mês, por modelo. O primeiro número refere-se à porcentagem do total de espécies, e o segundo número (após a barra), à porcentagem das espécies zoocóricas.

Modelo	Total de espécies	Total de zoocóricas	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1	34	15	20,59/46,67	23,53/53,33	17,65/40,00	11,77/26,67	8,82/20,00	5,88/13,33	5,88/13,33	5,88/13,33	11,77/26,67	14,71/33,33	17,65/40,00	20,59/46,67
2	25	14	32,00/57,14	40,00/71,43	36,00/64,29	28,00/50,00	28,00/50,00	20,00/35,71	16,00/28,57	8,00/14,29	8,00/14,29	20,00/35,71	20,00/35,71	24,00/42,86
3	34	19	23,53/42,11	26,47/47,37	26,47/47,37	23,53/42,11	23,53/42,11	14,71/26,32	11,77/21,05	11,77/21,05	11,77/21,05	17,65/31,58	17,65/31,58	17,65/31,58
4	18	6	27,78/83,33	27,78/83,33	22,22/66,67	11,11/33,33	11,11/33,33	5,56/16,67	5,56/16,67	16,67/50,00	11,11/33,33	11,11/33,33	11,11/33,33	11,11/33,33
5	20	10	25,00/50,00	25,00/50,00	25,00/50,00	20,00/40,00	20,00/40,00	15,00/30,00	15,00/30,00	5,00/10,00	0/0	10,00/20,00	15,00/30,00	15,00/30,00
6	16	10	37,50/60,00	37,50/60,00	43,75/70,00	43,75/70,00	31,25/50,00	25,00/40,00	18,75/30,00	18,75/30,00	18,75/30,00	18,75/30,00	25,00/40,00	25,00/40,00
7	38	18	26,32/55,56	28,95/61,11	26,32/55,56	18,42/38,89	15,79/33,33	13,16/27,78	10,53/22,22	5,26/11,11	7,90/16,67	13,16/27,78	15,79/33,33	23,68/50,00
8	22	15	27,27/40,00	22,73/33,33	22,73/33,33	22,73/33,33	22,73/33,33	13,64/20,00	13,64/20,00	13,64/20,00	22,73/33,33	40,91/60,00	40,91/60,00	22,73/33,33
9	38	26	28,95/42,31	26,32/38,46	34,21/50,00	18,42/26,92	18,42/26,92	13,16/19,23	15,79/23,08	18,42/26,92	28,95/42,31	36,84/53,83	39,47/57,69	28,95/42,31
10	16	5	12,50/40,00	12,50/40,00	12,50/40,00	6,25/20,00	6,25/20,00	18,75/60,00	12,50/40,00	12,50/40,00	6,25/20,00	6,25/20,00	6,25/20,00	6,25/20,00
11	34	19	14,71/26,32	17,65/31,58	8,82/15,79	11,77/21,05	8,82/15,79	8,82/15,79	8,82/15,79	5,88/10,53	11,77/21,05	11,77/21,05	20,59/36,84	17,65/31,58
12	13	6	0/0	7,69/16,67	23,08/50,00	7,69/16,67	15,39/33,33	15,39/33,33	7,69/16,67	7,69/16,67	7,69/16,67	7,69/16,67	7,69/16,67	7,69/16,67
13	10	3	0/0	10,00/33,00	30,00/100,00	10,00/33,00	10,00/33,00	10,00/33,00	10,00/33,00	10,00/33,00	10,00/33,00	10,00/33,00	10,00/33,00	10,00/33,00
14	23	7	4,35/14,29	4,35/14,29	8,70/28,57	8,70/28,57	8,70/28,57	13,04/42,86	8,70/28,57	8,70/28,57	8,70/28,57	8,70/28,57	4,35/14,29	4,35/14,29
15	35	13	14,29/38,46	11,43/30,77	38,46/8,57	23,08/11,43	30,77/14,29	38,46/11,43	30,77/14,29	38,46/11,43	30,77/14,29	38,46/11,43	23,08/8,57	5,71/15,39
16	65	32	20,00/40,63	18,46/37,50	50,18/46,37	50,18/46,37	37,50/18,46	37,50/18,46	50,18/46,37	37,50/18,46	37,50/18,46	50,18/46,37	18,46/37,50	18,46/37,50
17	31	13	19,36/46,15	19,36/46,15	19,36/46,15	12,90/30,77	16,13/38,46	12,90/30,77	9,68/23,08	9,68/23,08	16,13/38,46	12,90/30,77	9,68/23,08	9,68/23,08

Fontes: Lorenzi (1992; 1998), Moreira (1997), Herbario FUEL e banco de dados do Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas da Universidade Estadual de Londrina.





fazem com que essas espécies tenham grande importância na sustentação da fauna frugívora e, portanto, elas são imprescindíveis na composição dos modelos de recuperação de áreas degradadas.

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

De modo geral, apenas a oferta de recursos aos frugívoros ficou comprometida nos modelos, associada à ausência de espécies importantes, como *E. edulis* e *Ficus* spp.

Outras funções foram satisfeitas (porcentagem de leguminosas, grupos sucessionais, época de floração) ou demandam maior esforço de obtenção de dados, como é o caso da síndrome de polinização.

O principal fator limitando a diversidade foi a estrutura dos modelos, que algumas vezes fizeram uso de um alto número de mudas de pioneiras, mas com poucas espécies.

A análise dos modelos permitiu concluir que o acréscimo de espécies para prover um aumento da diversidade funcional leva a um aumento da diversidade de espécies, mas o inverso não é necessariamente verdadeiro, ou seja, pode-se incluir um certo número de espécies sem que sejam agregadas novas funções no sistema.

### UMA PROPOSTA DE ROTINA PARA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

Por motivos técnicos que dizem respeito ao estabelecimento inicial do sistema, o grupo sucessional deve ser a base para a definição dos modelos de recuperação, sendo que as demais informações, com exceção daquelas referentes à tolerância ao alagamento, devem ser incorporadas em seguida. Assim, devem ser listadas todas as espécies e a quantidade de mudas disponíveis nos grupos sucessionais para a etapa seguinte. Se houver área alagável, lista-se em separado as espécies tolerantes ao alagamento.

Em seguida, as informações sobre tipo de dispersor, época de frutificação e floração devem ser incorporadas, tendo por base todo o conjunto de espécies disponível, procurando manter a máxima diversidade de espécies. A partir desse conjunto com máxima diversidade, são realizadas substituições para incorporar as espécies da família Leguminosae, resultando no conjunto final que irá para o campo.

Como esse procedimento faz uso intensivo de informações sobre as espécies e se baseia, na prática, no estoque do viveiro, deve ser implementado a partir de rotinas de computador. Na figura 3 é apresentado um diagrama de blocos indicando as bases para a elaboração de um sistema criado especificamente para cada situação. Esse sistema deverá funcionar apoiado, como assinalado, em um banco de dados sobre as espécies e em um banco de dados sobre o estoque do viveiro.

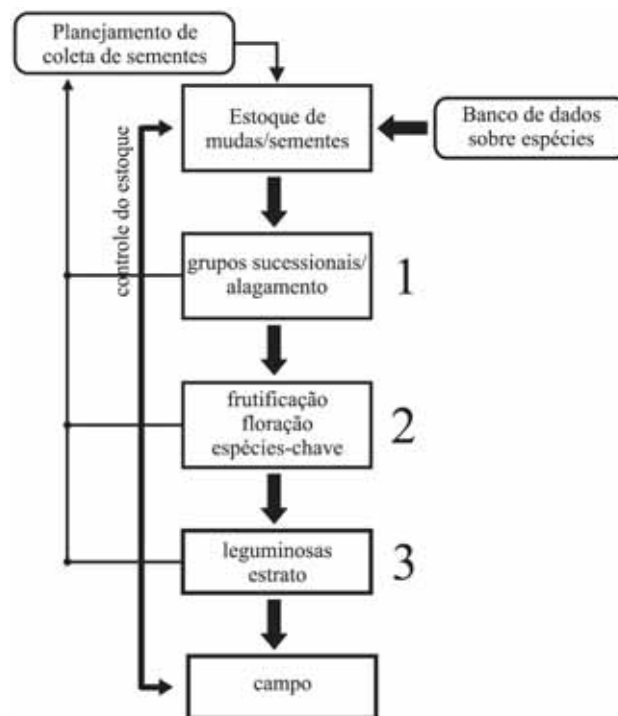


Figura 3. Diagrama de blocos do processo de incorporação de informações sobre grupos funcionais na recuperação de áreas degradadas via viveiro de mudas.

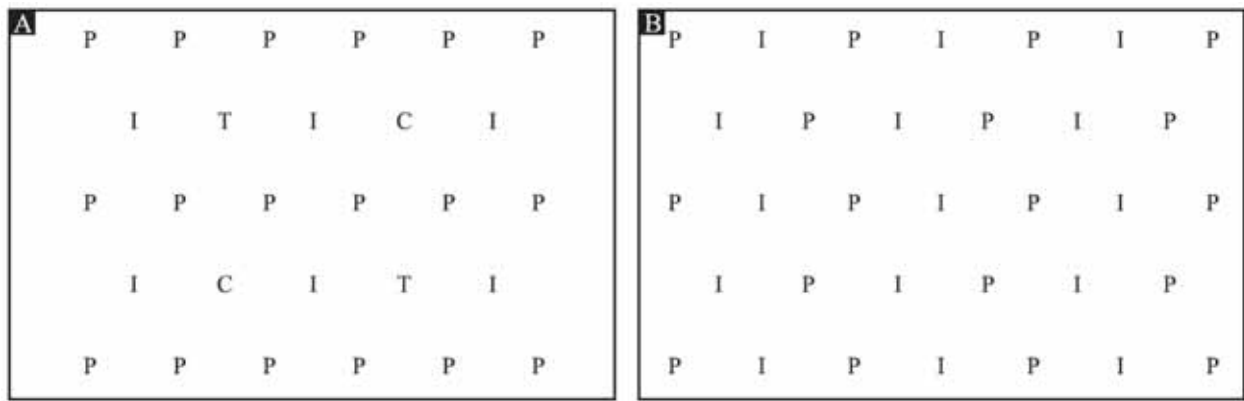
A definição das espécies que irão a campo em cada área pode ser realizada através de programação multi-objetivo (Rothley, 1999).

Nas situações (hipotéticas) descritas a seguir, ambientadas no baixo Tibagi, buscou-se construir modelos seguindo a rotina proposta. Para ambas as situações, as estratégias de preparo do solo e manutenção do plantio podem variar entre manual e mecanizada, dependendo da inclinação do terreno. O espaçamento varia de plantio para plantio, de acordo com o tipo de uso do solo em questão e com as estratégias de preparo e manutenção citadas. As covas devem ter o dobro das medidas dos recipientes que contêm as mudas e a adubação pode ser necessária ou não.

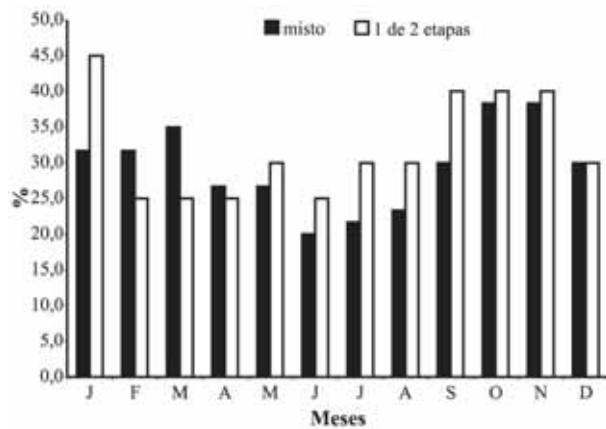
#### Situação 1: plantio misto

Para áreas onde não há comprometimento com espécies invasoras, principalmente gramíneas, pode ser recomendado plantio misto, com espaçamento de 2,0 x 2,0 m (manual) ou 2,0 x 3,0 m (mecanizado). A figura 4A representa o esquema do plantio, e o apêndice 1 traz uma lista de espécies recomendadas para a região da bacia do rio Tibagi.

Nota-se, na figura 5, a distribuição da frutificação das espécies zoocóricas ao longo do ano. Essas espécies representam 63,33% do total empregado (apêndice 1). A obtenção dessas características foi facilitada pela possibilidade de inclusão de espécies de todos os grupos sucessionais.



**Figura 4.** A - Esquema de disposição das mudas em plantio misto: P = pioneira; I = secundária inicial; T = secundária tardia. B - Esquema de disposição das mudas em plantio em etapas – primeira etapa. P = pioneira; I = secundária inicial.



**Figura 5.** Proporção de espécies zoocóricas frutificando ao longo do ano nos modelos propostos (ver texto).

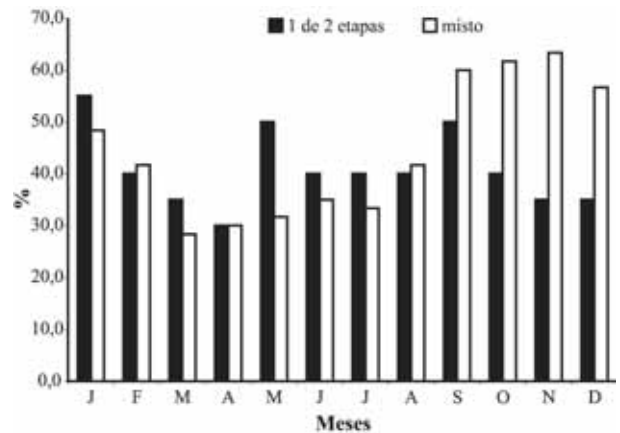
Situação 2: plantio em duas etapas

Em locais onde há problemas com gramíneas invasoras, especialmente o capim-colônião, e/ou degradação excessiva do solo, pode ser necessário o plantio em duas etapas (fig. 4B).

Na primeira etapa (apêndice 2) são plantadas apenas espécies pioneiras e secundárias iniciais que tenham boa produtividade em condições de baixa fertilidade do solo e alta insolação. Com essa medida, reduz-se o tempo necessário para o sombreamento do local, estabelecendo um microclima desfavorável às invasoras e promissor para as espécies nativas não-pioneiras que serão plantadas num segundo momento. Também se eleva a deposição inicial de matéria orgânica, restaurando a microbiota e, conseqüentemente, a fertilidade do solo. O espaçamento utilizado pode variar desde os tradicionais (2,0 x 2,0 m; 2,5 x 2,5 m; 2,0 x 3,0 m) até espaçamentos bem reduzidos (1,5 x 1,5 m), quando o grau de invasão por gramíneas for muito elevado.

Deve-se ter cuidado especial na escolha das espécies para o plantio em etapas, para que não ocorra redução das alternativas para a oferta de frutos e recursos florais durante o ano. Ainda que transitória, essa redução pode limitar as visitas de animais dispersores de sementes e,

conseqüentemente, reduzir o ingresso precoce de novas espécies a partir dos remanescentes vizinhos. As figuras 5 e 6 mostram a distribuição da frutificação de espécies zoocóricas e da floração ao longo do ano em modelos hipotéticos, nos quais as espécies foram escolhidas cuidadosamente.



**Figura 6.** Proporção de espécies florindo ao longo do ano nos modelos propostos (ver texto).

Na segunda etapa são plantadas espécies não-pioneiras nas entrelinhas, por meio de mudas ou de sementes, sendo possível utilizar inclusive espécies que não poderiam ser plantadas a céu aberto, como *E. edulis*. Quando existem remanescentes que possam servir de fonte de sementes a uma distância razoável (usualmente não mais que 500 m), é possível dispensar essa etapa, desde que haja monitoramento da regeneração natural a partir do segundo ano.

Referências Bibliográficas

Aoki, H. & Souza, W.J.M. 1989. Recomposição da mata ciliar da microbacia do ribeirão Lageado, no município de Avaré-SP. Fase I: Diagnóstico da cobertura vegetal e do uso da terra. In: Anais do Simpósio Sobre Mata Ciliar. L.M. Barbosa (coord.). Fundação Cargill, Campinas. pp.320-329.  
 Barbosa, J.M.; Barbosa, L.M.; Silva, T.S. da; Gatzuzo, E.H. & Freire, R.M. 1992a. Capacidade de estabelecimento de indivíduos de espécies da sucessão secundária a partir de sementes



- em sub-bosque de uma mata ciliar degradada do rio Moji-Guaçu/SP. In: Anais do Simpósio Nacional de Áreas Degradadas (Curitiba, PR), pp.400-406.
- Barbosa, L.M.; Asperti, L.M.; Bedinelli, C.; Barbosa, J.M. & Zeigler, T.I. 1992b. Estudos sobre o estabelecimento e desenvolvimento de espécies com ampla ocorrência em mata ciliar. In: Anais do II Congresso Nacional sobre Essências Nativas (São Paulo, SP). Revista do Instituto Florestal, 4(part 2):605-608.
- Barbosa, L.M.; Asperti, L.M.; Bedinelli, C.; Barbosa, J.M.; Belasque, E.F. & Pirrê, E. 1992c. Informações básicas para modelos de recuperação de áreas degradadas de matas ciliares. In: Anais do II Congresso Nacional sobre Essências Nativas (São Paulo, SP). Revista do Instituto Florestal, 4(part 2):640-644.
- Barbosa, L.M.; Asperti, L.M. & De Vuono, Y.S. 1997. Native species performance in restored forest in an area degraded by cultivation (São Paulo, Brazil). In: Proceedings of the International Symposium on Assessment and Monitoring of Forests in Tropical Dry Regions with Special Reference to Gallery Forests. J. Imaña-Encinas & C. Kleinn (orgs.). CNPq/UnB/GTZ, Brasília. pp.351-364.
- Botelho, S.A.; Davide, A.C.; Prado, N.S. & Fonseca, E.M.B. 1995. Implantação de mata ciliar. CEMIG/UFLA, Belo Horizonte/Lavras.
- Cavalheiro, A.L. 1992. Estudos demográficos e fenológicos do palmitheiro (*Euterpe edulis* Mart.) na parte norte do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Holdgate, M. 1996. The ecological significance of biological diversity. *Ambio*, 25(6):409-416.
- Kageyama, P.Y. & Castro, C.F.A. 1989. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. *Revista do IPEF*, (41/42):83-93.
- Kageyama, P.Y. & CESP-Companhia Energética de São Paulo. 1992. Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP. *Série Técnica IPEF*, 8(25):1-43.
- Kageyama, P.Y.; Santarelli, E.; Gandara, F.A.; Gonçalves, J.C.; Simionato, J.L.; Antikeira, L.R. & Geres, W.L. 1994. Revegetação de áreas degradadas: modelos de consorciação com alta diversidade. In: Anais do I Simpósio Sul-Americano e II Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas (Foz do Iguaçu, PR). FUFPEF, Curitiba. pp.569-576.
- Lamont, B.R. 1995. Testing the effect of ecosystem composition/structure on its functioning. *Oikos*, 74:283-295.
- Lorenzi, H. 1992. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. vol. 1. Plantarum, Nova Odessa.
- Lorenzi, H. 1998. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. vol. 2. Plantarum, Nova Odessa.
- Mantovani, W.; ROSSI, L.; Romaniuc Neto, S.; Assad-Ludewigs, I.Y.; Wanderley, M.G.L.; Melo, M.M.R.F. & Toledo, C.B. 1989. Estudo fitossociológico de áreas de mata ciliar em Moji-Guaçu, SP, Brasil. In: Anais do Simpósio sobre Mata Ciliar. L.M. Barbosa (coord.). Fundação Cargill, Campinas. pp.235-267.
- Moreira, R.C. 1998. Época de floração e visitantes florais em espécies arbóreas do Parque Estadual "Mata dos Godoy", Londrina, Paraná. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Müller, A.C. & Zelazowski, V.H. 1989. Reflorestamento ecológico da faixa de proteção do reservatório de Itaipu-ME. In: Anais do Simpósio sobre Mata Ciliar. L.M. Barbosa (coord.). Fundação Cargill, Campinas. pp.213-232.
- Murcia, C. 1996. Forest fragmentation and the pollination of neotropical plants. In: Forest patches in tropical landscapes. J. Schelhas & R. Greenberg (eds). Iland Press, Washington D.C. pp.149-186.
- Nakajima, J.; Soares-Silva, L.H.; Medri, M.E.; Goldenberg, R. & Correa, G.T. 1996. Composição florística e fitossociológica do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi. 5. Fazenda Monte Alegre, município de Telêmaco Borba - Paraná. *Arq. Biol. Tecnol.*, 39(4):933-948.
- Risser, P.G. 1995. Biodiversity and ecosystem function. *Conservation Biology*, 9(4):742-746.
- Rothley, K.D. 1999. Designing bioreserve networks to satisfy multiple, conflicting demands. *Ecological Applications*, 9(3):741-750.
- Sick, H. 1986. Ornitologia brasileira: uma introdução. vol. 1. Ed. Universidade de Brasília, Brasília.
- Silva, F.A. 1997. Ecologia da dispersão em espécies arbóreas da bacia do rio Tibagi. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Silver, W.E.; Brown, S. & Lugo, A.E. 1995. Effects of changes in biodiversity on ecosystem function in tropical forests. *Conservation Biology*, 10(1):17-24.
- Van Der Pijl, L. 1982. Principles of dispersal in higher plants. 2<sup>nd</sup> ed. Berlin, Springer-Verlag.
- Viana, V.M. 1994. Fragmentos florestais e restauração da biodiversidade em áreas degradadas. Informativo PCNAT, 3, p.1.
- Zangaro, W. 1998. Micorrizas arbusculares em espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi (PR) e suas relações com os grupos sucessionais. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Zimmermann, C.E. 1991. A dispersão do palmito por Passeriformes. *Ciência Hoje*, 12(72):18-19.

## Apêndice 1

Sugestão de espécies recomendadas para plantio misto em uma situação hipotética (ver texto). P = pioneira; I = secundária inicial; T = secundária tardia; C = clímaces.

Espécie	Família	Nome comum	Categoria ecológica
<i>Aegiphila sellowiana</i>	Verbenaceae	tamanqueiro	P
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	Malvaceae	vassourão	P
<i>Cecropia pachystachya</i>	Cecropiaceae	embaúba	P
<i>Colubrina glandulosa</i>	Rhamnaceae	sobrasil	P
<i>Croton floribundus</i>	Euphorbiaceae	capixingui	P
<i>Croton urucurana</i>	Euphorbiaceae	sangra-d'água	P
<i>Cytharexylum mirianthum</i>	Verbenaceae	pau-viola	P
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Sterculiaceae	mutambo	P
<i>Heliocarpus americanus</i>	Tiliaceae	jangadeiro	P
<i>Jacaratia spinosa</i>	Caricaceae	jaracatiá	P
<i>Trema micrantha</i>	Ulmaceae	crindíuva	P
<i>Alchornea glandulosa</i>	Euphorbiaceae	algodoeiro	I
<i>Anadenanthera colubrina</i>	Mimosaceae	angico-branco	I
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	Mimosaceae	angico-vermelho	I
<i>Bauhinia forficata</i>	Caesalpiniaceae	pata-de-vaca	I
<i>Bougainvillea spectabilis</i>	Nyctaginaceae	primavera	I
<i>Casearia sylvestris</i>	Flacourtiaceae	cafezinho	I
<i>Chorisia speciosa</i>	Bombacaceae	paineira	I
<i>Cordia trichotoma</i>	Boraginaceae	louro-pardo	I
<i>Cupania vernalis</i>	Sapindaceae	covata	I
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Mimosaceae	orelha-de-negro	I
<i>Erythrina falcata</i>	Fabaceae	corticeira	I
<i>Ficus guaranitica</i>	Moraceae	figueira	I
<i>Ficus insipida</i>	Moraceae	figueira	I
<i>Gallesia integrifolia</i>	Phytolaccaceae	pau-d'alho	I
<i>Lithraea molleoides</i>	Anacardiaceae	bugreiro	I
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	Fabaceae	feijão-cru	I
<i>Parapiptadenia rigida</i>	Mimosaceae	gurucaia	I
<i>Peltophorum dubium</i>	Caesalpiniaceae	canafístula	I
<i>Phytolacca dioica</i>	Phytolaccaceae	cebolão	I
<i>Prunus selowii</i>	Rosaceae	pessegueiro-bravo	I
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Anacardiaceae	aroeirinha	I
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	Euphorbiaceae	branquilha	I
<i>Sebastiania commersoniana</i>	Euphorbiaceae	branquilha	I
<i>Annona cacans</i>	Annonaceae	araticum-cagão	T
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	Myrtaceae	gabirola	T
<i>Cariniana estrelensis</i>	Lecythidaceae	jequitibá	T
<i>Cordia ecalyculata</i>	Boraginaceae	café-de-bugre	T
<i>Guarea kunthiana</i>	Meliaceae	bolota	T
<i>Inga striata</i>	Mimosaceae	ingá	T
<i>Matayba elaeagnoides</i>	Sapindaceae	miguel-pintado	T
<i>Nectandra megapotamica</i>	Lauraceae	canela	T
<i>Ocotea puberula</i>	Lauraceae	canela	T
<i>Pterogyne nitens</i>	Caesalpiniaceae	amendoim-bravo	T
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Arecaceae	jerivá	T
<i>Tabebuia avellanadae</i>	Bignoniaceae	ipê-roxo	T
<i>Vitex montevidensis</i>	Verbenaceae	tarumã	T
<i>Allophylus edulis</i>	Sapindaceae	vacuum	C
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	Apocynaceae	peroba-rosa	C
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	Rutaceae	pau-marfim	C
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	Sapotaceae	guatambu-de-leite	C
<i>Copaifera langsdorffii</i>	Caesalpiniaceae	copaiba	C
<i>Eugenia brasiliensis</i>	Myrtaceae	grumixama	C
<i>Eugenia involucrata</i>	Myrtaceae	cereja	C
<i>Eugenia uniflora</i>	Myrtaceae	pitanga	C
<i>Euterpe edulis</i>	Arecaceae	palmito	C
<i>Holocalyx balansae</i>	Caesalpiniaceae	alecrim	C
<i>Trichilia casaretti</i>	Meliaceae	catiguá-vermelho	C
<i>Trichilia clausenii</i>	Meliaceae	catiguá	C
<i>Trichilia pallida</i>	Meliaceae		C

## Apêndice 2

Plantio em etapas — situação hipotética (ver texto). Sugestão de espécies recomendadas para a primeira fase do plantio. P = pioneira; I = secundária inicial.

Primeira etapa			
Espécie	Família	Nome comum	Categoria ecológica
<i>Aegiphila sellowiana</i>	Verbenaceae	tamanqueiro	P
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	Malvaceae	vassourão	P
<i>Colubrina glandulosa</i>	Rhamnaceae	sobrasil	P
<i>Croton floribundus</i>	Euphorbiaceae	capixingui	P
<i>Croton urucurana</i>	Euphorbiaceae	sangra-d'água	P
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Sterculiaceae	mutambo	P
<i>Heliocarpus americanus</i>	Tiliaceae	jangadeiro	P
<i>Trema micrantha</i>	Ulmaceae	crindiúva	P
<i>Alchornea glandulosa</i>	Euphorbiaceae	algodoeiro	I
<i>Casearia sylvestris</i>	Flacourtiaceae	cafezinho	I
<i>Cordia trichotoma</i>	Boraginaceae	louro-pardo	I
<i>Ficus guaranitica</i>	Moraceae	figueira	I
<i>Ficus insipida</i>	Moraceae	figueira	I
<i>Gallesia integrifolia</i>	Phytolaccaceae	pau-d'alho	I
<i>Inga sessilis</i>	Mimosaceae	ingá	I
<i>Lithraea molleoides</i>	Anacardiaceae	bugreiro	I
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	Fabaceae	feijão-cru	I
<i>Peltophorum dubium</i>	Caesalpiniaceae	canafístula	I
<i>Phytolacca dioica</i>	Phytolaccaceae	cebolão	I
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Anacardiaceae	aroeirinha	I

## Mamíferos não-voadores da bacia do rio Tibagi

Adriano L. Peracchi, Vlamir J. Rocha e Nelio R. dos Reis

**ABSTRACT** – (Non-flying mammals of the Tibagi River Basin) The Tibagi River Basin covers an area of approximately 25,000 km<sup>2</sup> where the remains of forests and a great diversity of habitats are still found. So far, 60 species of non-flying mammals have been registered in the area and several of them are threatened by extinction. This chapter describes some biological information on the species, as well as the area of the basin where they occur, including plant-animal interactions.

Key words – Forest fragments, frugivore, mammals, Tibagi River Basin.

### INTRODUÇÃO

O Brasil ocupa posição de destaque no cenário mundial devido à sua diversidade biológica. A fauna de mamíferos que ocorre em nosso território ultrapassa 524 espécies (Fonseca *et al.* 1996), colocando o Brasil entre os três países mais ricos do mundo nesse tipo de fauna (os outros dois são o México e a Indonésia). Entretanto, o país detém o maior número de espécies animais ameaçadas de extinção de todo o planeta, totalizando 318, das quais 66 são mamíferos.

Os mamíferos constituem um dos grupos mais complexos do reino animal. Geralmente apresentam o corpo coberto de pêlos, que mudam periodicamente, e a pele com muitas glândulas, entre as quais se destacam as glândulas mamárias, que produzem leite para amamentar os filhotes. O cuidado com a prole é bastante desenvolvido nesses animais, que devem seu espetacular sucesso a muitas características, várias delas associadas ao desenvolvimento da inteligência e de habilidades sensoriais, ao aumento da eficiência reprodutiva e à apreensão e processamento dos alimentos. Além disso, o aleitamento favoreceu a permanência prolongada dos filhotes junto aos pais, propiciando o desenvolvimento de complexos comportamentos sociais.

Por outro lado, os mamíferos neotropicais constituem o grupo taxonômico menos estudado, e alguns fatos contribuem para o pouco conhecimento desse grupo. Diferentemente dos mamíferos africanos, que em geral se destacam pelo grande porte, com muitos deles possuindo hábitos diurnos e habitando as savanas (tipo de formação vegetal que facilita a observação), os

mamíferos neotropicais têm porte menor e a maioria apresenta hábitos noturnos, além de habitar florestas densas, onde a visão fica limitada a poucos metros.

### BIOLOGIA GERAL DAS ESPÉCIES

A seguir, este capítulo aborda informações sobre a biologia das 60 espécies de mamíferos registradas até o momento para a bacia do rio Tibagi (apêndice 1). A maioria da nomenclatura adotada e a seqüência das ordens dos mamíferos seguiram Wilson & Reeder (1993).

Ordem Didelphimorphia (fig.1)

Família Didelphidae

*Monodelphis dimidiata* (Wagner, 1847)

Espécie de pequena cuíca encontrada nas regiões Sudeste e Sul do Brasil, no Uruguai e no nordeste da Argentina.

Sua coloração geral é marrom nas partes superiores e mais clara ventralmente. A cauda é curta, quase toda nua, e as fêmeas são desprovidas de marsúpio (bolsa de pele no ventre) (Lange & Jablonski, 1998). Pode ser confundida com um pequeno rato.

Vive nas matas, na proximidade da água, andando principalmente no solo, procurando pequenos seres vivos, de que se alimenta, mas também consome frutos. O peso pode variar de 58 a 95 g (Nowak, 1999). Um estudo realizado na Argentina mostrou que essa cuíca pode apresentar hábito diurno.



**Figura 1.** *Didelphis albiventris* (gambá-de-orelha-branca; raposa), representante da ordem Didelphimorphia. (Foto: M. Kokubum)

*Monodelphis brevicaudis* (Olfers, 1818)

Pequena cuíca encontrada nas regiões Sul e Sudeste do Brasil, no Paraguai e no nordeste da Argentina.

Segundo Lange & Jablonski (1998), sua coloração geral é marrom-alaranjada nas partes superiores e cinza-alaranjada na região inferior, podendo ocorrer variações de tonalidade. A cauda é curta, quase toda nua e pouco preênsil; a fêmea é desprovida de marsúpio. Essa espécie de cuíca, como a anterior, pode ser confundida com um pequeno rato. O peso pode variar de 24 a 78 g (Nowak, 1999).

*Gracilinanus microtarsus* (Wagner, 1842)

A guaiquica, ou cuíca-graciosa, distribui-se pelas regiões Sul e Sudeste do Brasil. O nome científico dessa cuíca, como o nome comum, faz referência à sua graciosidade: em latim, *gracilis* significa grácil, e *nanos*, pequeno.

O comprimento de cabeça e corpo varia de 7 a 8,5 cm, e o da cauda, que é preênsil, de 10 a 13 cm, sendo geralmente um terço maior que o comprimento de cabeça e corpo. O peso pode variar de 5 a 15 g. De acordo com Lange & Jablonski (1998), o colorido geral das partes superiores é canelino-vivo, com a base dos pêlos cinza, mais clara nos flancos; ventralmente a coloração é amarela-acinzentada e, embaixo do queixo, o tom é amarelo-puro. Ao redor dos olhos possui um anel de pêlos pretos, e a cauda tem pêlos quase imperceptíveis. As fêmeas são desprovidas de marsúpio. Segundo Nowak (1999), possui de 11 a 15 mamas (algumas peitorais e, a maioria, no abdome).

Os nascimentos podem ocorrer ao longo de todo o ano se houver disponibilidade de alimentos, com até seis filhotes por ninhada. Os ninhos são construídos em ocas de árvores, constituídos de folhas verdes e refeitos a cada noite.

Animal solitário e noturno, alimenta-se de frutos, exudatos e pequenos invertebrados. Em período muito frio pode entrar em torpor.

*Philander opossum* (Linnaeus, 1758)

A cuíca-verdadeira, ou cuíca-de-quatro-olhos, tem ampla distribuição geográfica, sendo encontrada desde o México até o nordeste da Argentina.

O comprimento de cabeça e corpo varia de 25 a 35 cm, e o da cauda, de 20 a 33 cm; o peso oscila entre 240 e 400 g. Apresenta coloração cinza-escura nas partes superiores, com uma mancha amarela-esbranquiçada sobre cada olho. As partes inferiores têm colorido amarelo-esbranquiçado e a cauda é preta ou cinza-escura até um pouco além da metade basal, tornando-se branca para o ápice. A pelagem é curta e densa, sendo que na cauda recobre somente o quarto basal. As orelhas são nuas e a cauda é preênsil. As fêmeas apresentam bolsa, em cujo interior se encontram de cinco a nove mamilos.

Essa cuíca habita áreas florestadas e é freqüentemente encontrada perto de coleções d'água. Apesar de ser boa trepadora e nadar com desenvoltura, é predominantemente terrestre. Se refugia em buracos no solo, mas também pode construir ninhos, de aproximadamente 30 cm de diâmetro, em moitas e ramos das árvores. É predominantemente noturna e onívora, comendo pequenos mamíferos, aves, répteis, anfíbios, insetos, crustáceos de água doce, caramujos e minhocas, mas também ingere frutas. As fêmeas podem parir duas ou mais ninhadas por ano, que podem conter de dois a sete filhotes.

*Lutreolina crassicaudata* (Desmarest, 1804)

A cuíca-de-cauda-grossa ocupa vasta área da América do Sul, sendo encontrada na Bolívia, no leste dos Andes, no Sudeste do Brasil, no Paraguai, no Uruguai e no norte da Argentina. Uma outra população é encontrada no norte da América do Sul: leste da Colômbia, Venezuela e oeste da Guiana.

O comprimento da cauda varia de 20 a 30 cm, e o de cabeça e corpo, de 25 a 40 cm. Os adultos pesam de 200 a 750 g. O pêlo é curto e denso. A coloração da parte superior do corpo varia de amarela-clara a castanha-escura, e a das partes inferiores, de amarela-avermelhada a marrom-escura. Não ocorrem manchas claras arredondadas na cabeça, como em outras cuícas. A forma do corpo lembra o de uma doninha; as orelhas são curtas e arredondadas e as patas são curtas e robustas. A cauda, que não é preênsil como em outros marsupiais, é caracterizada por ser revestida de pelagem muito curta e densa na base e, em muitos indivíduos, a metade apical é nua. Não ocorre um marsúpio ou bolsa bem desenvolvida, e existem nove mamilos no ventre (Nowak, 1999).

Essa cuíca é encontrada em áreas de campo e em matas de galeria, geralmente perto de coleções d'água, sendo uma excelente nadadora. É um animal que sai de seus refúgios (ocas de árvores, buracos no solo) à noite para predar pequenos mamíferos, aves, répteis, peixes e artrópodos, mas também se alimenta de itens vegetais,

conforme observado por Monteiro Filho & Dias (1990), que encontraram em suas fezes sementes de *Cecropia cinerea* e *Piper* sp., além de fragmentos de *Miconia* sp., *Syagrus romanzoffiana*, *Acrocomia sclerocarpa*, *Passiflora* sp. e *Cestrum* sp.

Ainda segundo esses autores, ocorre uma contínua estação reprodutiva, de pelo menos cinco meses, que se inicia no inverno, havendo dois picos de reprodução por estação. O período de gestação é de aproximadamente duas semanas (Nowak, 1999) e, segundo Marshall (1978), os filhotes são criados em ninhos de capim.

#### *Didelphis aurita* (Wied, 1826)

O gambá-de-orelha-preta, também conhecido como mucura, saruê, sariguê ou raposa, é encontrado por todo o Sul, no Sudeste, em parte do Centro-Oeste e do Nordeste do Brasil, e também no Paraguai, no norte da Argentina e no leste da Bolívia (Lange & Jablonski, 1998).

O comprimento de cabeça e corpo varia de 32,5 a 50 cm, e o da cauda, de 25,5 a 53,5 cm; o peso oscila entre 2 e 5,5 kg. A pelagem do corpo é constituída de pêlos curtos, com colorido branco-creme, e de pêlos longos, ásperos, com extremidades negras. As orelhas são nuas e inteiramente negras.

É um animal noturno e solitário, que sobe com facilidade nas árvores, auxiliado pela cauda preênsil, pois a porção terminal nua e escamosa se enrola ao redor dos galhos com facilidade. Habita preferencialmente áreas florestadas, mas pode invadir outros tipos de ambiente; durante o dia refugia-se em árvores ocas, buracos, locas de pedra e mesmo no forro das casas, onde constrói ninho de folhas e capim.

Os gambás apresentam uma reprodução bem diferente daquela que se verifica na maioria dos outros mamíferos: a gestação é muito curta (aproximadamente duas semanas) e os filhotes recém-nascidos, normalmente dez a 12, são minúsculos (mais ou menos 10 mm), incompletamente desenvolvidos e, logo que nascem, são encaminhados pela mãe para o marsúpio, onde cada um se fixa a uma das mamas para completar seu desenvolvimento. Os filhotes começam a largar as mamas pela primeira vez quando têm aproximadamente 50 dias, e começam a sair da bolsa, temporariamente, aos 70 dias. São completamente desmamados, tornando-se independentes, aos três ou quatro meses de idade (Nowak, 1999).

Alimentam-se de frutos e pequenos animais, desde vermes e larvas até pequenos vertebrados.

Apresentam, em torno da região anal, glândulas de secreção fétida, utilizadas principalmente para defesa.

#### *Didelphis albiventris* Lund, 1840

O gambá-de-orelha-branca, ou raposa, apresenta uma distribuição isolada no sul da Venezuela e no sudoeste do Suriname, e uma distribuição mais ampla na

Colômbia, no Equador, no Peru, no Brasil, na Bolívia, no Paraguai, no Uruguai e na metade norte da Argentina (Wilson & Reeder, 1993).

Em sua pelagem existem longos pêlos pretos, mesclados de branco; a cauda é preênsil, com a metade anterior preta e a ponta clara. Pode apresentar três faixas escuras na cabeça: uma sobre cada olho e uma no meio da cabeça. As orelhas são nuas, com a base preta e a ponta branca.

Habita áreas florestadas, capoeiras e campos abertos, sendo frequentemente encontrada nos quintais das casas.

Os demais dados referentes à biologia da espécie são muito parecidos com os de *D. aurita*.

#### Ordem Xenarthra (fig. 2)

#### Família Myrmecophagidae

#### *Myrmecophaga tridactyla* (Linnaeus, 1758)

O tamanduá-bandeira é encontrado desde a América Central até o norte da Argentina, vivendo em uma grande variedade de habitats, de florestas a campos limpos.

O comprimento de cabeça e corpo varia de 100 a 120 cm, e o da cauda, de 65 a 90 cm. O peso oscila entre 18 e 39 kg. Possui cabeça pequena, focinho longo e estreito e orelhas pequenas e arredondadas. Os membros anteriores são dotados de quatro dedos, dos quais três apresentam garras longas e fortes que ficam voltadas para dentro e não tocam o solo durante a locomoção. Nas patas posteriores existem cinco dedos, com garras menos desenvolvidas. A pelagem tem coloração acinzentada, apresentando uma faixa diagonal de cor preta, que vai do peito à metade do dorso; a pelagem dos membros anteriores é esbranquiçada. A cauda é coberta por pêlos muito longos, densos e ásperos,



**Figura 2.** *Euphractus sexcinctus* (tatu-testa-de-ferro; tatu-peludo; tatu-papa-defunto; tatu-peba), representante da ordem Xenarthra. (Foto: R.A. Berndt)

distribuídos de forma que lembra uma bandeira, daí o nome comum pelo qual é conhecido.

É um animal terrestre, de hábitos diurnos e noturnos. Normalmente solitário, só se reúne em casais na época da reprodução. Apesar de ser um bom cavador, não constrói buracos, procurando locais protegidos para repousar, onde se encolhe, dobrando a cabeça entre os membros anteriores e cobrindo o corpo com a cauda.

Alimenta-se de cupins e formigas, que captura com o auxílio da longa língua de aproximadamente 60 cm e que, no momento da alimentação, fica recoberta por saliva muito pegajosa. Segundo Grzimek (1975a), o tamanduá-bandeira pode consumir quase 30 mil formigas ou cupins por dia.

A gestação dura 190 dias e nasce um filhote por parto, na primavera. As fêmeas carregam o filhote nas costas durante alguns meses.

O tamanduá-bandeira está incluído na *Lista oficial da fauna brasileira ameaçada de extinção* (Bernardes *et al.*, 1990). As atividades agropecuárias desenvolvidas em extensas áreas do Brasil central provavelmente contribuíram para seu desaparecimento. Além disso, a caça predatória, facilitada pelo comportamento não-agressivo e pela visão e audição pouco desenvolvidas, também tem contribuído para o seu desaparecimento.

#### *Tamandua tetradactyla* (Linnaeus, 1758)

O tamanduá-mirim, ou tamanduá-de-colete, tem ampla distribuição geográfica, sendo encontrado em grande parte da América do Sul: leste dos Andes, Venezuela, Trinidad, Brasil e norte da Argentina.

O comprimento de cabeça e corpo varia de 45 a 80 cm, e o da cauda, de 40 a 70 cm. O peso pode chegar a 7 kg. As patas dianteiras apresentam quatro garras, sendo a do primeiro dedo a menor, e a do terceiro, a maior; as patas posteriores apresentam cinco dedos. O focinho é alongado e as orelhas são curtas e arredondadas. A pelagem é curta e densa, sendo que a superfície ventral da cauda e a sua porção terminal são nuas. A coloração geral da pelagem varia de amarela-clara a castanha-amarelada. O nome comum faz referência ao colorido negro que pode tomar a pelagem do tronco, desde os ombros até a anca, lembrando um colete.

Esse tamanduá é encontrado tanto em áreas de mata como de campo. Apresenta hábitos predominantemente noturnos, mas também pode ser encontrado de dia. Passa a maior parte do tempo nas árvores, à procura de ninhos de cupins, formigas e abelhas (Nowak, 1999). Quando acuado pode se apoiar nos membros posteriores e na cauda, deixando os membros anteriores livres. Dessa forma, pode abraçar seu inimigo e dilacerá-lo com as garras.

Os dados limitados sobre a biologia dessa espécie parecem indicar o nascimento de um único filhote, após uma gestação de aproximadamente 140 dias.

#### Família Dasypodidae

#### *Euphractus sexcinctus* (Linnaeus, 1758)

O tatu-testa-de-ferro, também conhecido como tatu-peludo, tatu-papa-defunto ou tatu-peba, ocorre na América do Sul em duas populações distintas: a principal, do leste do Brasil à Bolívia, no Paraguai, no Uruguai e no norte da Argentina, e uma outra, como um segmento isolado, distribuída pelo sul do Suriname e áreas adjacentes do norte do Brasil (Wilson & Reeder, 1993).

O comprimento de cabeça e corpo varia de 40 a 50 cm, e o da cauda, de 20 a 25 cm; o peso oscila entre 3,5 e 4,5 kg (Grzimek, 1975a). A coloração varia da amarelada à castanha, e normalmente ocorrem pêlos longos no dorso. O número de cintas móveis varia de seis a oito.

Os hábitos alimentares da espécie incluem insetos e pequenos mamíferos, além de roças de milho. Foi observado um exemplar de cativo que era extremamente voraz por camundongos, aos quais predava com extraordinária rapidez. Esse tatu também tem o hábito de comer animais mortos, daí o nome comum de tatu-papa-defunto.

É um animal solitário, preferindo habitar locais secos. Segundo Gucwinska (1971), a gestação dura de 60 a 65 dias e as ninhadas compreendem de um a três filhotes, podendo ser do mesmo sexo ou não.

#### *Cabassous tatouay* (Desmarest, 1804)

O tatu-de-rabo-mole é encontrado no Uruguai, nas regiões Sudeste e Sul do Brasil, no sudeste do Paraguai e no norte da Argentina.

O comprimento de cabeça e corpo varia de 32 a 50 cm, e o da cauda alcança 20 cm. As patas dianteiras são guarnecidas de cinco grandes garras, sendo que a mediana é especialmente desenvolvida. A cabeça é larga, com orelhas bem separadas, e o focinho é curto e largo. As cintas móveis, no meio do dorso, variam de dez a 13. O dorso apresenta coloração que varia de castanha-escura a quase preta; as bordas laterais da carapaça são amareladas, e as partes inferiores, cinza-amareladas.

É um habitante tanto de áreas abertas como de florestas, e se refugia em grandes buracos que cava, que podem ter até 5 m de comprimento.

Essa espécie também se alimenta de carniça, o que lhe acarretou a denominação de tatu-aíva, que significa, em tupi, “tatu ruim”, que não se come. É, portanto, uma denominação genérica, que abrange todas aquelas espécies que se alimentam de carniça.

#### *Dasyus novemcinctus* (Linnaeus, 1758)

O tatu-galinha, também chamado de tatu-veado ou tatu-etê (que em tupi significa “tatu verdadeiro”), é uma

espécie de extensa distribuição geográfica, sendo encontrada do sul dos Estados Unidos ao norte da Argentina.

O comprimento de cabeça e corpo varia de 40 a 50 cm, e o da cauda, de 25 a 40 cm; o peso pode alcançar 6 kg. Possui de oito a 11 bandas na carapaça, mais usualmente nove.

Segundo Nowak (1999), esse tatu constrói buracos de 0,50 a 3,5 m de profundidade, com até 7,5 m de comprimento, no fundo do qual faz ninho formado de folhas e capim.

É um animal de hábitos noturnos, mas frequentemente é encontrado de dia, à procura de alimento. De acordo com Wetzel & Mondofi (1979), sua dieta consiste, principalmente, de matéria animal: artrópodes (principalmente besouros e formigas) e pequenos répteis e anfíbios.

A gestação dura aproximadamente 120 dias e a ninhada compreende quatro filhotes, todos do mesmo sexo, oriundos de um único óvulo fecundado (poliembrião).

Seu nome comum se deve ao sabor de sua carne, que é parecido com o da carne de galinha, motivo pelo qual é muito caçado.

*Dasyus septemcinctus* (Linnaeus, 1755)

O tatu-mirim é encontrado do baixo Amazonas ao chaco Paraguai, na Bolívia e no norte da Argentina.

É bem menos freqüente que o tatu-galinha, mas muito parecido com ele. Contudo, é bem menor, seu peso alcança 3 kg, e usualmente tem seis ou sete bandas móveis na carapaça, raramente oito. A gestação ultrapassa 120 dias e a ninhada compreende quatro, oito ou, raramente, 12 filhotes (Grzimek, 1975a).

Ordem Primates (fig. 3)

Família Cebidae

*Alouatta fusca* (É. Geoffroy, 1812)

O bugio, também conhecido como guariba ou barbado, é encontrado do sul da Bahia até o Rio Grande do Sul, alcançando o norte da Argentina. Embora seu principal habitat seja a floresta úmida, pode ser encontrado em manchas de floresta secundária em regiões de floresta de araucária (Fonseca *et al.*, 1994).

O comprimento de cabeça e corpo varia de 44 a 57 cm, e o da cauda, de 51 a 61 cm. O peso oscila entre 7 e 9 kg. A pelagem é longa, de coloração variando de acordo com a idade, o sexo e mesmo devido a diferenças individuais. As fêmeas e os jovens são escuros, e os machos adultos apresentam coloração avermelhada.

O bugio apresenta o osso hióide (pequeno osso entre a laringe e a base da língua) bastante dilatado, formando uma caixa de ressonância, o que permite a emissão de



**Figura 3.** *Cebus apella* (macaco-prego), representante da ordem Primates. (Foto: R.R. Rufino)

sons roucos e fortes, que podem ser ouvidos a grandes distâncias.

É um ávido consumidor de folhas, sendo que, de acordo com Mendes (1989), esse item alimentar pode compor de 63,5 a 78% da sua dieta. Segundo esse autor, flores podem participar de 6 a 11% da sua dieta, e frutos de 1 a 30%.

Esses macacos têm hábitos sociais, formando pequenos grupos de ambos os sexos e idades variadas, liderados por um macho adulto. São diurnos e crepusculares, freqüentando o dossel de árvores altas na floresta.

Os nascimentos podem ocorrer em todas as estações do ano e, após gestação de cerca de 140 dias, nasce apenas um filhote.

Devido à fragmentação dos habitats naturais e à dificuldade de adaptação ao cativeiro, suas populações estão diminuindo rapidamente.

Essa espécie é considerada vulnerável na *Lista oficial da fauna brasileira ameaçada de extinção* (Bernardes *et al.*, 1990).

*Cebus apella* (Linnaeus, 1758)

O macaco-prego é o primata que apresenta maior distribuição geográfica entre as espécies neotropicais, ocorrendo desde o norte da Colômbia (com possibilidade de ocorrência no sul da América Central) até o sul da Argentina, tendo sua distribuição limitada a oeste pela Cordilheira dos Andes e a leste pelo oceano Atlântico (Hill, 1960).



O comprimento de cabeça e corpo varia de 30 a 60 cm, e o da cauda, de 30 a 56 cm. O peso oscila entre 2 e 4,3 kg. A coloração varia muito, conforme a região geográfica, porém os indivíduos da bacia do rio Tibagi normalmente apresentam a pelagem preta.

Essa espécie é encontrada em diferentes tipos de floresta, como lhanos (na Colômbia e Venezuela), florestas decíduas (na região dos chacos paraguaio e boliviano) e florestas da parte baixa da região amazônica, inclusive florestas dominadas por palmeiras (Hill, 1960; Hernandez-Camacho & Cooper, 1976; Krieg *apud* Freese & Oppenheimer, 1981).

Seu nome se deve ao formato do órgão sexual do macho e, também, ao formato do topete na cabeça, presente nos adultos, que lembram um prego.

*Cebus apella* vive em grupos estáveis, de seis a 30 indivíduos (Freese & Oppenheimer, 1981), chegando, às vezes, a 50 indivíduos, sempre liderados por um macho dominante.

Possui um vasto repertório de vocalizações, utilizado para a comunicação intraespecífica.

Hladik & Hladik (1969) afirmam que a dieta de *C. apella* é constituída de cerca de 20% de proteína animal, 15% de origem vegetal que não os frutos e 65% de frutos.

Essa espécie de primata consegue sobreviver em áreas mínimas e degradadas, de cerca de 10 ha e, nesse caso, pode se tornar um problema, pois passa a invadir plantações e casas circunvizinhas à mata.

Na bacia do rio Tibagi os nascimentos se concentram entre outubro e fevereiro. O período de gestação é de seis meses, nascendo, normalmente, um único filhote, que atinge a total independência da mãe entre os 18 e os 24 meses.

Ordem Carnívora (fig. 4)

Família Canidae

*Pseudalopex gymnocercus* (Fischer, 1814)

A raposa-do-campo é um canídeo selvagem com ampla distribuição geográfica: Argentina, Paraguai, Uruguai, sul do Brasil e leste da Bolívia (Wilson & Reeder, 1993).

Cabeça e corpo medem, aproximadamente, 65 cm, e a cauda mede 35 cm; o peso varia de 4,8 a 6,5 kg (Grzimek, 1975b). A coloração da pelagem é acinzentada, com traços negros, e a ponta da cauda é negra.

Esse canídeo se alimenta de pequenos vertebrados, insetos e frutos e é considerado um importante predador de pequenos roedores, exercendo papel importante no controle desses animais. Por isso, é particularmente benéfico nas proximidades dos campos cultivados (Grzimek, 1975b).

As fêmeas parem, geralmente, de três a cinco filhotes, no final da primavera.



Figura 4. *Chrysocyon brachyurus* (lobo-guará), representante da ordem Carnívora. (Foto: R.R. Rufino)

*Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766)

O cachorro-do-mato tem ampla distribuição geográfica, sendo conhecido do Uruguai ao norte da Argentina, na Bolívia (áreas baixas), na Venezuela, na Colômbia, nas Guianas e no Brasil, com exceção da Amazônia (Wilson & Reeder, 1993).

O comprimento de cabeça e corpo varia de 60 a 70 cm, e a cauda tem, aproximadamente, 30 cm; o peso oscila entre 5 e 8 kg. A coloração geralmente é cinzenta, com as partes inferiores mais claras e a cauda enegrecida.

É encontrado tanto em áreas de floresta como de campo, e normalmente tem hábitos noturnos.

É um predador de pequenos vertebrados, caramujos e insetos, mas também inclui frutos em sua dieta. Na região do baixo Tibagi, de 93 amostras fecais desse canídeo analisadas, 86% continham roedores, o que demonstra que é um predador importante no controle natural de ratos. Outro fato constatado foi que nenhuma das amostras continha restos de animais domésticos.

As fêmeas geralmente parem na primavera, de três a seis filhotes, após uma gestação de 52 a 59 dias.

*Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815)

O lobo-guará é o maior canídeo selvagem da América do Sul, ocorrendo no norte da Argentina, no Paraguai, na Bolívia (terras baixas) e, no Brasil, ocorre do Rio Grande do Sul a Minas Gerais, Goiás e Mato Grosso (Wilson & Reeder, 1993).

O lobo-guará pesa de 20 a 23 kg, e o comprimento de cabeça e corpo varia de 120 a 130 cm; a cauda tem, aproximadamente, 40 cm. Os longos membros desse canídeo são responsáveis pelo seu grande porte: pode chegar a 80 cm de altura. A coloração é castanha-avermelhada, com a extremidade do focinho e as partes inferiores das patas, enegrecidas. Ocorre, ainda, uma crina

negra, que se estende do alto da cabeça até o início das costas; a garganta e o ápice da cauda são brancos.

Habita campos e cerrados, e é um animal solitário, de hábitos noturno-crepusculares. Sua dieta constitui-se de uma grande variedade de alimentos, que inclui pequenos mamíferos, aves, répteis, insetos e frutos. Entre os frutos, merece destaque a fruta-do-lobo (*Solanum lycocarpum*), que tem seu nome comum em decorrência da avidez com que é consumida por esse canídeo.

O período de gestação dessa espécie é de cerca de 65 dias, e as ninhadas contêm de um a cinco filhotes.

O lobo-guará é considerado como uma espécie vulnerável na *Lista oficial da fauna brasileira ameaçada de extinção* (Bernardes *et al.*, 1990).

#### Família Procyonidae

##### *Procyon cancrivorus* (G. Cuvier, 1798)

O guaxinim, ou mão-pelada, tem distribuição geográfica que vai da Costa Rica e do Panamá, na América Central, ao norte da Argentina, incluindo todo o Brasil.

Cabeça e corpo medem, aproximadamente, 65 cm, e a cauda mede 40 cm; o peso varia de 6 a 10 kg. A coloração é cinza-amarelada, salpicada de preto. As patas, principalmente nas extremidades, são pretas, bem como a face e as órbitas; o focinho e a garganta são esbranquiçados. A cauda é anelada, alternando preto com cinza-amarelado.

Vive tanto em áreas de floresta como nos campos, sempre perto de coleções d'água.

A dieta do mão-pelada é variada, incluindo insetos, minhocas, crustáceos caramujos, mexilhões, pequenos mamíferos, répteis, anfíbios, peixes e vegetais (frutos, sementes, folhas, etc.).

De hábitos predominantemente noturnos, refugia-se em ocas de árvores e, mais raramente, em locas de pedras ou buracos no chão.

Normalmente solitário, só se reúne em casais na época da reprodução, que, segundo Grzimek (1975b), vai de julho a setembro. A gestação dura cerca de 64 dias e a ninhada compreende de dois a quatro filhotes.

##### *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766)

O coati tem ampla distribuição geográfica, sendo encontrado na Argentina, na Bolívia, na Colômbia, na Venezuela, no Peru, no Paraguai, no Uruguai, no Suriname, no Brasil e nas Guianas (Wilson & Reeder, 1993).

O comprimento de cabeça e corpo varia de 40 a 70 cm, e o da cauda, de 30 a 70 cm; o peso oscila entre 3 e 6 kg. Usualmente os machos são maiores que as fêmeas. A coloração vai da castanha-avermelhada à preta, nas partes superiores, e da castanha-amarelada à

castanha-escura, nas partes inferiores. O queixo e a garganta são esbranquiçados; os pés são pretos e a cauda é anelada, alternando o preto e o castanho-amarelado.

O focinho alongado e móvel, as pernas curtas, com pés plantígrados (locomove-se sobre as plantas dos pés), e a cauda muito comprida e anelada, que traz levantada quando anda, tornam o coati um dos mamíferos mais peculiares da nossa fauna.

Segundo Nowak (1999), os coatis vivem em bandos de quatro a 20 indivíduos, formados por fêmeas e jovens de até dois anos de idade. Os machos acima de dois anos quando alcançam a maturidade sexual são expulsos do bando e se tornam solitários, exceto na época da reprodução, quando um macho é admitido em cada grupo. Os caçadores normalmente chamam de coati-mundéu os indivíduos solitários e de coati-de-vara os indivíduos que vivem em bando.

Parece haver somente uma estação reprodutiva, com nascimentos no início da estação das chuvas. A gestação dura de dez a 11 semanas e as fêmeas parem ninhadas de dois a sete filhotes. As fêmeas prenhes separam-se do bando e constroem um ninho numa árvore, onde irão criar seus filhotes. Quando estes alcançam cinco semanas, abandonam o ninho e, com sua mãe, se reúnem ao bando.

São habitantes de áreas de floresta e têm hábitos diurnos, podendo, ocasionalmente, ser encontrados ativos à noite, deslocando-se pelas árvores à procura de alimentos: invertebrados, lagartos, pequenos roedores, aves, ovos e frutos. Também descem ao chão, onde fuçam o solo com seu longo focinho à procura de larvas, insetos, vermes, etc.

#### Família Mustelidae

##### *Galictis cuja* (Molina, 1782)

O furão é encontrado na Argentina, na Bolívia, no Peru, no Chile, no Paraguai e no Brasil (Wilson & Reeder, 1993).

O comprimento de cabeça e corpo varia de 40 a 45 cm, e o da cauda, de 15 a 19 cm; o peso fica em torno de 1 kg. A face, as partes inferiores, a garganta e as patas são negras, enquanto o dorso é cinza-amarelado ou cinza-acastanhado, inclusive a cauda. Uma faixa branca se estende da fronte, sobre os olhos, até a altura dos membros anteriores, separando o negro da face do cinza do dorso.

As patas curtas e o corpo delgado dão a esse animal a aparência de uma doninha.

Segundo Nowak (1999) e Grzimek (1975b), é um habitante de áreas de floresta e de campo, e se refugia sob pedras, raízes de árvores ou em tocas de outros animais.

Ágeis e rápidos, são ativos tanto de dia como de noite, e sua dieta inclui pequenos mamíferos, pássaros

e seus ovos, outros pequenos vertebrados, invertebrados e frutos.

Não raro, são vistos em pequenos grupos, de dois a quatro indivíduos, atravessando as estradas e entrando nos capinzais que normalmente as margeiam, atrás de preás (*Cavia aperea*).

As ninhadas compreendem de dois a quatro filhotes.

*Eira barbara* (Linnaeus, 1758)

A irara, ou papa-mel, apresenta ampla distribuição geográfica, sendo encontrada do México ao norte da Argentina.

Segundo Nowak (1999), o comprimento de cabeça e corpo varia de 56 a 68 cm, e o da cauda, de 37,5 a 47 cm; o peso oscila entre 4 e 5 kg. A pelagem é curta e densa, com coloração castanha-escura ou negra, geralmente mais clara na cabeça e no pescoço, com uma mancha amarelada ou esbranquiçada no peito.

A irara vive nas matas e em campos arbustivos. De hábitos diurnos e noturnos, constrói seu ninho em árvores ocas ou em tocas de outros animais. Boa trepadora, nada bem e se alimenta de insetos, pequenos mamíferos (mas predando, também, cutias e pequenos veados), aves, ovos, frutos e mel. Seus nomes comuns, nas línguas indígena (irara) e portuguesa (papa-mel), vêm de sua avidez pelo mel de abelhas.

Normalmente solitária, pode ser encontrada em pequenos grupos. Segundo Grzimek (1975b), as ninhadas compreendem de dois a quatro filhotes, e a gestação, segundo Vaughn (1974), dura de 67 a 70 dias.

*Lontra longicaudis* (Olfers, 1818)

A lontra apresenta distribuição geográfica que vai do México ao Uruguai.

Tem o corpo alongado, com pelagem curta, densa e sedosa, de coloração marrom. O comprimento de cabeça e corpo varia de 53 a 80 cm, e o da cauda, de 36 a 50 cm; o peso oscila entre 5 e 14 kg.

É um animal bem adaptado à vida semi-aquática, possuindo a extremidade da cauda achatada e as patas com membrana entre os dedos, o que permite a rápida locomoção dentro d'água.

São animais ativos tanto de dia como de noite, geralmente solitários, mas podendo também ser encontrados aos pares. Frequentam rios, lagos e mesmo pequenos cursos d'água, em cujos barrancos escavam tocas que utilizam como esconderijo e como abrigo para os filhotes.

Sua dieta constitui-se principalmente de peixes, mas consomem, também, crustáceos, anfíbios, aves, pequenos mamíferos e insetos.

O período de gestação desses animais é de aproximadamente dois meses (Margarido, 1995). Segundo Grzimek (1975b), as fêmeas parem de dois a quatro filhotes, uma ou duas vezes ao ano.

A caça, o desmatamento, a destruição do hábitat e a poluição das águas são os seus grandes inimigos, acarretando a sua inclusão como espécie vulnerável na *Lista oficial da fauna brasileira ameaçada de extinção* (Bernardes *et al.*, 1990).

Família Felidae

*Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758)

A jaguatirica, ou gato-do-mato-grande, apresenta distribuição muito ampla, se estendendo pelas três Américas, do Texas, nos Estados Unidos, ao norte da Argentina.

É um felino de porte médio, pesando de 7 a 16 kg. O comprimento de cabeça e corpo varia de 65 a 100 cm, e o da cauda, de 30 a 45 cm (Grzimek, 1975b). A pelagem é curta e espessa, de coloração amarela-clara, com rosetas escuras que podem se transformar em listras longitudinais percorrendo a região dorsal, do crânio até a base da cauda.

Segundo Fonseca *et al.* (1994), é encontrada em todos os ecossistemas brasileiros, da Bacia Amazônica à região dos pampas, no Rio Grande do Sul, incluindo áreas de banhado, mangues, florestas inundadas e campos de altitude, embora prefira as matas ciliares e as florestas semidecíduas.

Solitária, a jaguatirica tem hábitos predominantemente noturnos, mas pode ser ativa também durante o dia. É um animal que sobe com facilidade nas árvores.

Preda aves, serpentes, lagartos e mamíferos de pequeno e médio portes, como ratos silvestres, cutias, pacas e até porcos-do-mato (*Pecari tajacu*).

A reprodução é anual e a gestação dura de 70 a 80 dias, nascendo de um a quatro filhotes.

No passado, a jaguatirica foi um dos felinos mais caçados para a peleteria. Atualmente, a destruição do hábitat é uma das principais ameaças à sua sobrevivência (Fonseca *et al.*, 1994).

Essa espécie está incluída como vulnerável na lista de animais ameaçados de extinção no estado do Paraná (Margarido, 1995).

*Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775)

O gato-do-mato é o menor gato selvagem da América do Sul, e ocorre desde a Costa Rica, na América Central, até o sul do Brasil e o norte da Argentina.

O comprimento de cabeça e corpo varia de 50 a 60 cm, e o da cauda, de 25 a 40 cm; o peso oscila entre 2 e 3 kg (Margarido, 1995). A coloração básica é cinza-amarelada nas partes superiores e esbranquiçada no ventre. De acordo com Fonseca *et al.* (1994), o padrão de coloração da pelagem é similar ao da jaguatirica, com estrias transversais escuras na cauda e rosetas com manchas escuras circulares nos lados do corpo.

Animal solitário, está presente na maioria dos ecossistemas brasileiros. Noturno, alimenta-se de pequenos roedores, aves, anfíbios, répteis, insetos, e um exemplar atropelado na região do baixo Tibagi continha, no estômago, jabuticaba (*Myrciaria cauliflora*). Utiliza troncos de árvores caídas como abrigo.

O período de gestação dessa espécie se estende por 70 a 74 dias, e as ninhadas compreendem de dois a quatro filhotes.

A caça ilegal e a destruição do hábitat são as principais causas da redução das populações do gato-do-mato. A espécie está incluída na *Lista oficial da fauna brasileira ameaçada de extinção* (Bernardes *et al.*, 1990).

#### *Leopardus wiedii* (Schinz, 1821)

O gato-maracajá distribui-se pelas três Américas, do Texas, nos Estados Unidos, ao Uruguai e norte da Argentina, ocorrendo em todo o território brasileiro.

O comprimento de cabeça e corpo varia de 52 a 72 cm, e o da cauda, de 35 a 40 cm; pesa cerca de 3 kg (Margarido, 1995). Segundo Fonseca *et al.* (1994), a espécie se caracteriza por apresentar cauda longa e maior flexibilidade dos membros posteriores em relação à maioria dos felinos, o que permite maior habilidade ao subir em árvores. A pelagem é curta e densa, com as partes superiores amareladas ou marrom-acinzentadas, com grandes manchas pretas arredondadas e espaçadas. O ventre é mais claro.

Normalmente noturno e solitário, tem hábitos arborícolas, alimentando-se de répteis, aves, pequenos mamíferos e frutos.

Segundo Margarido (1995), o período de gestação desses animais é de 60 a 70 dias, nascendo de dois a três filhotes.

A caça e a destruição do hábitat são as principais ameaças ao gato-maracajá, que está incluído na *Lista oficial da fauna brasileira ameaçada de extinção* (Bernardes *et al.*, 1990)

#### *Puma concolor* (Linnaeus, 1771)

A onça-parda, também chamada de puma, leão-baio e suçuarana, é o mamífero com maior distribuição geográfica do hemisfério ocidental, sendo encontrado desde o Canadá até o extremo sul da Argentina e no Chile.

Segundo Fonseca *et al.* (1994), a onça-parda é encontrada no território brasileiro em praticamente todos os ecossistemas, desde que estes apresentem diversidade e abundância de presas.

O comprimento de cabeça e corpo varia de 96 a 190 cm, e o da cauda, de 53,4 a 81,5 cm; o peso oscila entre 30 e 60 kg (Margarido, 1995). A coloração é marrom-clara uniforme; os filhotes apresentam manchas escuras circulares, que desaparecem a partir dos seis meses.

A onça-parda é solitária e tem hábitos diurnos e noturnos. Muito ágil e veloz, é um predador eficaz, segundo Fonseca *et al.* (1994). No Brasil, suas principais presas são capivaras, porcos-do-mato, cutias e pacas, além de pequenos roedores e aves. De 13 amostras fecais analisadas de um exemplar acompanhado por Rocha *et al.* (1998) no Parque Estadual Mata dos Godoy (região do baixo Tibagi), sete (53,84%) continham restos de catetos (*Pecari tajacu*), sendo essa presa uma das mais abundantes na área. Em algumas regiões, a predação de animais domésticos também é observada.

A gestação dessa espécie dura, em média, 90 dias, e a ninhada compreende de um a seis filhotes.

A caça e a destruição do hábitat são as principais ameaças à sobrevivência da onça-parda, que está incluída como espécie vulnerável na lista de animais ameaçados de extinção no estado do Paraná (Margarido, 1995).

#### *Herpailurus yagouaroundi* (Lacépède, 1809)

O gato-mourisco, ou jaguarundi, apresenta ampla distribuição geográfica, sendo encontrado nas três Américas, do Texas, nos Estados Unidos, à Argentina.

Esse felino tem o corpo delgado e alongado, a cabeça pequena, as orelhas curtas e arredondadas, as patas curtas e a cauda muito longa, o que lhe confere uma aparência de doninha. O comprimento de cabeça e corpo varia de 55 a 77 cm, e o da cauda, de 33 a 60 cm; o peso oscila entre 4,5 e 9 kg (Nowak, 1999). Nas populações do gato-mourisco podem ocorrer duas colorações: cinza-enegrecida e castanha-avermelhada.

Normalmente solitário, caça ao amanhecer e ao entardecer, sendo o menos noturno dos gatos selvagens.

Sua dieta consiste de anfíbios, aves e pequenos mamíferos, mas até cutias podem ser predadas.

O período de gestação dessa espécie é de 43 a 70 dias, e as ninhadas contêm de dois a quatro filhotes (Grzimek, 1975b).

#### Ordem Perissodactyla (fig. 5)

#### Família Tapiridae

#### *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758)

A anta, ou tapir, é encontrada em quase toda a América do Sul, desde a Colômbia e a Venezuela ao norte da Argentina e no Paraguai.

É o maior mamífero terrestre da nossa fauna, com cabeça e corpo alcançando 200 cm de comprimento; a cauda é curta, medindo aproximadamente 10 cm. A altura nas espáduas alcança 100 cm e o peso fica em torno de 300 kg.

Animal muito característico, não só por seu grande tamanho como por apresentar focinho terminando em pequena tromba móvel e membros curtos, com quatro



**Figura 5.** *Tapirus terrestris* (anta; tapir), representante da ordem Perissodactyla. (Foto: V.J. Rocha)

dedos nas patas anteriores e três nas posteriores, todos revestidos de pequenos cascos. A pelagem é muito curta, de coloração marrom-acinzentada.

A anta é um animal solitário, de hábitos predominantemente noturnos, fugindo ao menor sinal de perigo.

Seus habitats preferidos são florestas, matas de galeria e cerrados, geralmente próximos a uma coleção d'água.

Excelente nadadora, freqüentemente foge para a água quando açoitada. A anta se alimenta de vegetação aquática e também de folhas e frutos de plantas terrestres.

Segundo Nowak (1999), sua gestação dura de 320 a 400 dias, e normalmente nasce apenas um filhote, raramente dois. Os filhotes são de coloração marrom-escuro, com faixas longitudinais de manchas brancas e amareladas, perdendo essa coloração (que serve para camuflá-los no ambiente) por volta dos seis meses de idade.

A caça indiscriminada e a destruição do habitat têm diminuído a população desse animal em várias regiões. Espécie considerada em perigo na lista de animais ameaçados de extinção no estado do Paraná (Margarido, 1995).

#### Ordem Artiodactyla (fig. 6)

##### Família Tayassuidae

##### *Tayassu pecari* (Link, 1795)

O queixada, ou taiassú, é um dos porcos-do-mato que têm distribuição geográfica bastante extensa: desde o sudeste do México até o nordeste da Argentina.

É a maior das duas espécies dos nossos porcos-do-mato. O comprimento de cabeça e corpo varia de 76 a 110 cm, e o peso oscila entre 16 e 30 kg (Margarido, 1995). O corpo é recoberto por pêlos longos e grossos, de coloração cinza-escuro. Apresenta uma faixa de pêlos brancos de cada lado da boca, que se estende para trás, ao longo do queixo, daí o seu nome comum.



**Figura 6.** *Mazama nana* (veado-bororó), representante da ordem Artiodactyla. (Foto: R.R. Rufino)

Seu habitat são as florestas, por onde se deslocam em grupos que variam de poucos indivíduos a até mais de 50; esses grupos são formados por fêmeas, filhotes e machos. Esses animais possuem uma glândula no dorso, perto da cauda, responsável por uma secreção de odor peculiar, que é utilizada na marcação do território, para identificar membros do grupo e para coordenar os movimentos da vara. Percorrem as matas tanto de dia como de noite, à procura de raízes, frutos, pequenos vertebrados, insetos e larvas.

Quando irritados, batem os dentes, produzindo um ruído característico.

A gestação dessa espécie dura de 156 a 162 dias (Roots, 1966), e a ninhada compreende de um a quatro filhotes, usualmente dois.

Antes abundante no baixo Tibagi, atualmente o queixada se encontra extinto nessa região, principalmente devido à caça indiscriminada somada à destruição das florestas, sendo esses fatores os principais causadores da sua inclusão na lista de animais ameaçados de extinção no estado do Paraná (Margarido, 1995). Porém, pequenas populações ainda são encontradas no restante da bacia do Tibagi, em áreas preservadas.

##### *Pecari tajacu* (Linnaeus, 1758)

O cateto, ou caitetu, apresenta extensa distribuição geográfica, sendo encontrado do Texas, Arizona e Novo México, nos Estados Unidos, ao norte da Argentina.

O comprimento de cabeça e corpo varia de 75 a 100 cm, e o peso oscila entre 14 e 30 kg (Nowak, 1999). O cateto é caracterizado pelo colar branco que envolve seu pescoço, do peito às costas, sendo o resto do corpo pardacento, abundantemente salpicado de branco.

Ocorre em uma grande variedade de habitats, incluindo florestas e cerrados.

Segundo Nowak (1999), a maior parte de sua atividade se verifica à noite ou nas horas mais frescas do

dia. Normalmente fuça o solo à procura de alimento, constituído principalmente de raízes, tubérculos, rizomas e frutos, mas também preda larvas e, ocasionalmente, cobras e outros pequenos vertebrados.

Esses animais são gregários e encontrados em varas de poucos indivíduos a muitas dezenas, mais usualmente de cinco a 15 exemplares. Ambos os sexos, de todas as idades, formam os bandos, e há uma ordem hierárquica, geralmente com as fêmeas dominando. A reprodução parece ocorrer durante todo o ano e a gestação dura em torno de 115 dias. O número de filhotes por ninhada varia de um a quatro, usualmente nascendo dois. Os filhotes podem se deslocar rapidamente algumas horas após o nascimento, e acompanham a mãe um dia depois, quando se reintegram ao bando.

Infelizmente, são animais muito caçados. Caçadores e “matutos” relatam que quando se é surpreendido pelos porcos dessa espécie ou da anterior, basta subir numa árvore para não ser atacado, pois as duas espécies não conseguem erguer a cabeça para morder nem conseguem trepar, mesmo em troncos caídos. Entretanto, vale ressaltar que, de 118 encontros de um dos autores deste capítulo com catetos, com grupos de até 50 indivíduos, ocorridos no Parque Estadual Mata dos Godoy, e de outros encontros esporádicos ao longo da bacia do Tibagi, em nenhum momento registrou-se agressividade por parte deles. Por outro lado, ficou registrado o comportamento de fuga, pois o primeiro animal do grupo que detectava a presença do observador emitia uma vocalização que acarretava a fuga desordenada dos demais. Na fuga, muitos indivíduos, por não saber de onde vinha a ameaça, corriam em direção ao observador, que sempre permaneceu parado, e passavam ao seu lado ou redirecionavam a fuga, às vezes batendo os dentes e com os pêlos do dorso eriçados, porém sem atacarem.

#### Família Cervidae

##### *Ozotocerus bezoarticus* (Linnaeus, 1758)

O veado-campeiro, também conhecido como veado-branco, suaçutinga ou suaçuapara, ocorre no Brasil, no norte da Argentina, no Paraguai, no Uruguai e no sul da Bolívia (Wilson & Reeder, 1993).

O comprimento de cabeça e corpo varia de 110 a 130 cm, e o da cauda, de 10 a 15 cm; a altura está em torno de 80 cm e o peso oscila entre 30 e 40 kg. A coloração é marrom-avermelhada, com o ventre, a cauda e o lado interno das extremidades de cor branca; os olhos são rodeados por um anel branco, sendo que essa característica, facilmente observável, permite a imediata identificação da espécie. O macho possui chifre, que normalmente apresenta três pontas e chega a atingir, no adulto, até 30 cm (Margarido, 1995).

Habita áreas abertas, campos e cerrados, alimentando-se de diversas espécies de capim.

O veado-campeiro vive solitariamente, em casais ou em pequenos grupos familiares. Durante a época da reprodução, o macho, usualmente, permanece com apenas uma fêmea. O par permanece junto após o nascimento do filhote, e pai e mãe tomam conta da cria. A gestação dura aproximadamente sete meses e em cada parição nasce apenas um filhote.

A caça e a destruição do hábitat são as principais causas de ameaça à espécie, aliadas à febre aftosa, transmitida pelo gado.

Considerada espécie ameaçada de extinção na *Lista oficial da fauna brasileira ameaçada de extinção* (Bernardes *et al.*, 1990).

##### *Mazama americana* (Erxleben, 1777)

O veado-pardo (ou veado-mateiro, guatapará, guaçu-pitá) é encontrado do México ao sul do Brasil, no norte da Argentina, no sul da Bolívia, no Paraguai e em Trinidad e Tobago (Wilson & Reeder, 1993).

O comprimento de cabeça e corpo varia de 95 a 135 cm, e o da cauda, de 10 a 15 cm; a altura fica em torno de 65 a 75 cm e o peso oscila entre 20 e 25 kg (Grzimek, 1972). Esse veado apresenta chifre pequeno, não ramificado, de cerca de 12 cm de comprimento. A coloração é castanha-ferrugínea, com a garganta mais clara; a face ventral da cauda é branca.

Vive nas florestas e prefere pastar à noite, repousando durante o dia. Geralmente solitário, macho e fêmea só se reúnem, brevemente, na época da reprodução. O período de gestação dura em torno de sete meses e meio e geralmente um só filhote é produzido. É um animal intensamente caçado.

##### *Mazama gouazoupira* (G. Fischer, 1814)

O veado-catingueiro, também conhecido como veado-virá, virote ou guaçu-tinga, é pouco menor que a espécie anterior. Ocorre desde o Panamá até o Peru, no Equador, na Colômbia, no leste e no sul do Brasil, na Bolívia, no Paraguai, no Uruguai e no norte da Argentina.

O comprimento de cabeça e corpo varia de 90 a 125 cm, e o da cauda, de 10 a 15 cm; a altura fica em torno de 60 a 70 cm e o peso oscila entre 17 e 23 kg (Grzimek, 1972). A coloração é uniforme, parda-escura.

Vive nos campos, nas florestas e caatingas.

##### *Mazama nana* (Hensel, 1872)

O veado-bororó é encontrado do Brasil central para o sul, até o norte da Argentina.

O comprimento de cabeça e corpo varia de 90 a 100 cm, e o da cauda, de 10 a 12 cm; a altura fica em torno de 45 a 50 cm e o peso oscila entre 10 e 20 kg (Grzimek, 1972). É o menor dos veados brasileiros. Sua coloração é marrom-avermelhada.

O período de gestação dessa espécie dura cerca de 127 dias (Grzimek, 1972).

Habita florestas, preferindo relevo íngreme.

Ordem Rodentia (fig. 7)

Família Sciuridae

*Sciurus aestuans* Linnaeus, 1766

O serelepe, também chamado de caxinguelê, caxixe, caxinguengue, caticoco ou esquilo, ocorre no Brasil, na Venezuela, no Suriname, na Guiana e na Guiana Francesa.

O comprimento de cabeça e corpo varia de 20 a 25 cm, e o da cauda, de 18 a 20 cm; o peso oscila entre 165 e 175 g. A coloração do corpo é parda-bruna, finamente salpicada de ocre.

São animais muito característicos, pela cauda longa e peluda. Essencialmente arborícolas, são muito ágeis, subindo pelo tronco das árvores e pulando de um galho para outro com a mesma facilidade dos sagüis (pequenos primatas do gênero *Callithrix*). Essa agilidade é proporcionada pelas unhas aguçadas, que permitem a esses pequenos roedores segurarem mesmo nos galhos roliços.

São habitantes das florestas e se alimentam de frutos, sementes e insetos.

Geralmente solitários e diurnos, macho e fêmea só se reúnem em casais na época do acasalamento, separando-se logo a seguir. Reproduzem-se em ocós de árvores, nascendo de dois a quatro filhotes por ninhada.

Na Europa e nos Estados Unidos são animais extremamente comuns e qualquer passeio por um bosque permitirá sua observação. Os representantes desse grupo na nossa fauna são esquivos e, por isso, pouco se sabe a respeito de seus hábitos.



Figura 7. *Hydrochaeris hydrochaeris* (capybara), representante da ordem Rodentia. (Foto: R.R. Rufino)

Família Muridae

Os ratos-do-mato de nossa fauna são reunidos pelos especialistas no grupo (subfamília) dos sigmodontíneos. Até o momento, foi constatada a ocorrência das seguintes espécies na bacia do rio Tibagi: *Oryzomys ratticeps* (Hensel, 1873); *Oryzomys intermedius* (Leche, 1886); *Oligoryzomys nigripes* (Wagner, 1845); *Oligoryzomys flavescens* (Waterhouse, 1837); *Nectomys squamipes* (Brants, 1827); *Akodon cursor* (Winge, 1887); *Akodon nigrata* (Lichtenstein, 1829); *Akodon serrensis* Thomas, 1902; *Bolomys lasiurus* (Lund, 1841); *Oxymycterus rufus* (Fischer, 1814); *Oxymycterus roberti* Thomas, 1901; *Holochilus brasiliensis* (Desmarest, 1819).

O tamanho dessas espécies vai desde o tamanho de um camundongo, como *Oligoryzomys flavescens*, que pesa entre 17 a 26 g, até o tamanho de uma ratazana, como *Nectomys squamipes*, que pode alcançar 350 g.

Habitam áreas florestadas, capoeiras, campos e áreas cultivadas, geralmente perto de coleções d'água.

Apesar de serem espécies relativamente comuns em suas áreas de ocorrência, há escassez de dados bionômicos sobre elas.

Além das espécies nativas, duas das três espécies cosmopolitas de murídeos exóticos foram observadas na bacia do rio Tibagi: o camundongo *Mus musculus* (Linnaeus, 1758) e o rato-preto *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758). E é provável que a ratazana *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769) também ocorra na região, uma vez que se encontra em grande parte do território brasileiro. Essas três espécies são sinantrópicas (acompanham o homem) e largamente distribuídas em quase todo o mundo, ocupando posição de destaque como espécies daninhas e de importância para a saúde pública, pois estão envolvidas na transmissão da peste bubônica e da leptospirose. Podem causar grandes estragos quando invadem paióis, celeiros e depósitos de grãos e de ração.

Essas três espécies são reunidas pelos especialistas no grupo dos muríneos, que não inclui representantes selvagens na América do Sul.

Família Echimyidae

*Echimyus dasythrix* (Hensel, 1872)

Espécie de rato-de-espinho que ocorre no leste, no Sudeste e no Sul do Brasil.

Seu nome comum se deve à presença de pêlos rijos ou cerdas (aristiformes), principalmente na parte dorsal do corpo.

O comprimento de cabeça e corpo varia de 17 a 35 cm, e o da cauda, de 15 a 32 cm (Nowak, 1999). A coloração dorsal é cinza, e a ventral, branca-amarelada; a coloração da garganta é branca.

É um roedor arborícola e noturno, ainda pouco conhecido em seus hábitos.

*Euryzgomatomys spinosus* (G. Fischer, 1814)

O guirá é encontrado no leste e no sul do Brasil, no nordeste da Argentina e no Paraguai.

Esse roedor tem forma semelhante à de uma cobaia, com uma cauda bastante curta. Como a maioria dos equimídeos, apresenta aristiformes dorsais.

O comprimento de cabeça e corpo varia de 17 a 27 cm, e o da cauda, de 5 a 5,5 cm (Nowak, 1999). Um exemplar macho, capturado no estado do Rio de Janeiro, tinha cabeça e corpo com 20,5 cm de comprimento, cauda com 5 cm e pesava 136 g.

A coloração é marrom-escura no dorso e esbranquiçada no ventre.

Essa espécie apresenta unhas bem desenvolvidas, o que indica hábitos fossoriais, e prefere as campinas ralas e os capinzais, com água próxima (Moojen, 1952), mas ainda pouco se sabe sobre seus hábitos

Família Myocastoridae

*Myocastor coypus* (Molina, 1782)

O rato-do-banhado, ou nutria, é encontrado no sul do Brasil, no Paraguai, no Uruguai, no Chile, na Bolívia e na Argentina (Wilson & Reeder, 1993).

O comprimento de cabeça e corpo varia de 43 a 63,5 cm, e o da cauda, de 25,5 a 42,5 cm; o peso oscila entre 5 e 10 kg, mas ocasionalmente pode alcançar 17 kg (Grzimek, 1975a). As patas traseiras apresentam cinco dedos, dos quais quatro são ligados por ampla membrana; o quinto dedo é livre e utilizado pelo roedor para pentear os pêlos. As patas dianteiras apresentam quatro dedos bem desenvolvidos, não ligados por membrana, e um polegar vestigial. A membrana dos pés mostra que é bem adaptado à vida aquática. A coloração é castanha no dorso e amarela-acinzentada no ventre.

O rato-do-banhado habita banhados, beiras de lagoas e de rios. Mais ativo à noite, apresenta dieta estritamente vegetariana.

Normalmente esses animais vivem aos pares, mas podem formar grandes grupos, e a reprodução parece ocorrer durante todo o ano. As fêmeas podem produzir duas ou três ninhadas por ano (Grzimek, 1975a). A gestação dura de 128 a 132 dias e as ninhadas têm, em média, cinco filhotes, podendo variar de um a 13. Ao nascer, os filhotes já apresentam os olhos abertos e a pelagem completa.

O rato-do-banhado já foi muito explorado por causa de sua pele, tendo sido intensamente criado para esse fim por volta de 1900, quando numerosas fazendas de criação dessa espécie se instalaram em várias partes do mundo. Alguns animais escaparam do cativeiro ou foram introduzidos, originando o desenvolvimento de populações selvagens nos Estados Unidos, no Canadá, na Inglaterra, na França, na Alemanha, na Holanda, na

Escandinávia, na Ásia Menor, no Cáucaso, na Ásia Central e no Japão (Nowak, 1999).

Família Caviidae

*Cavia aperea* Erxleben, 1777

O preá é encontrado na Colômbia, no Equador, na Venezuela, nas Guianas, no Brasil, no Uruguai, no Paraguai e no norte da Argentina (Wilson & Reeder, 1993).

Esse roedor apresenta o comprimento de cabeça e corpo entre 20 e 40 cm, e o peso entre 0,5 e 1,5 kg (Nowak, 1999). O preá tem corpo compacto, patas muito curtas e orelhas curtas e arredondadas. Os membros anteriores apresentam três dedos, e os posteriores, quatro. O colorido da superfície dorsal é agrisalhado de amarelo-sujo e preto, e o da superfície ventral é amarelo-sujo; o peito tem um tom bruno-acinzentado (Moojen, 1952).

Ocorre em uma grande variedade de habitats: campos, bordas de mata, baixadas úmidas e áreas rochosas. Se refugia nas moitas de capim, saindo para pastar de madrugada e à noitinha, e se desloca através de trilhas bem definidas.

Geralmente se associam em pequenos grupos de cinco a dez indivíduos, regidos por hierarquia bem estabelecida.

O período de gestação dessa espécie dura aproximadamente 62 dias, e as ninhadas compreendem de um a quatro filhotes, que podem correr logo após o nascimento.

Na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro conseguiu-se o cruzamento do preá com a cobaia *Cavia porcellus*, forma doméstica, obtendo-se híbridos de bom porte, promissores para a produção de carne (A.L. Peracchi, dados não publicados).

Família Hydrochaeridae

*Hydrochaeris hydrochaeris* (Linnaeus, 1766)

A capivara é o maior de todos os roedores do mundo, sendo encontrada no Panamá, na Colômbia na Venezuela, no Brasil, no Paraguai e no nordeste da Argentina (Wilson & Reeder, 1993).

O comprimento de cabeça e corpo varia de 100 a 130 cm; a cauda é vestigial. A altura fica em torno de 50 cm e o peso oscila entre 27 e 79 kg (Nowak, 1999). As patas dianteiras apresentam quatro dedos, e as posteriores, três. Os dedos são guarnecidos parcialmente por membranas e dotados de unhas curtas e fortes. A coloração na parte dorsal varia, geralmente, de castanha-avermelhada a cinza, tornando-se castanha-amarelada na parte ventral.

Vive sempre à beira d'água, que é seu refúgio quando perseguida; nada e mergulha bem.



Normalmente é ativa do entardecer ao amanhecer, repousando durante o dia entre a vegetação.

Esses animais formam grupos que, algumas vezes, chegam a conter 20 indivíduos. Esses grupos são familiares, e os estranhos não são rapidamente aceitos; nos grupos há uma hierarquia social, mantida com muitas agressões e lutas.

Sua dieta consiste principalmente de capim e, eventualmente, são vistas pastando junto ao gado. Entretanto, também comem plantas aquáticas e grãos, podendo invadir plantações de arroz, milho e abóbora, causando danos que acarretam a sua perseguição pelo homem.

A reprodução ocorre uma vez por ano, após uma gestação que dura de 15 a 18 semanas; pare ninhada de dois a oito filhotes, completamente formados ao nascer (Grzimek, 1975a).

É um animal muito caçado pela carne, pelo couro e mesmo pelo óleo, que, segundo crença popular, tem propriedades medicinais.

#### Família Dasypodidae

##### *Dasypoda azarae* Lichtenstein, 1823

Essa cutia, também chamada de aguti, é encontrada, no Brasil, da região central para o sul, no Paraguai e no nordeste da Argentina (Wilson & Reeder, 1993).

O comprimento de cabeça e corpo varia de 41,5 a 62 cm, e o da cauda, de 1 a 3,5 cm; o peso oscila entre 1,3 e 4 kg (Grzimek, 1975a). As patas anteriores têm quatro dedos, e as posteriores, três. A coloração é parda-cinza, às vezes mais amarelada, com tons avermelhados no traseiro e mais clara no ventre.

Habita florestas e cerrados, e geralmente tem hábitos diurnos.

Cava sua toca sob pedras, entre raízes de árvores e em barrancos, e normalmente vive solitariamente.

Esse roedor é essencialmente herbívoro, e sua dieta se constitui de folhas, caules, raízes, frutos e sementes de uma grande variedade de plantas. Tem por hábito enterrar parte das sementes de que se alimenta, colaborando, dessa forma, para a dispersão de muitas árvores. Quando se alimenta, senta-se sobre os membros traseiros, segurando o alimento com as patas anteriores.

As ninhadas compreendem, normalmente, um ou dois filhotes, às vezes três, após uma gestação de 104 a 120 dias (Nowak, 1999).

#### Família Agoutidae

##### *Agouti paca* (Linnaeus, 1766)

A paca é encontrada do México ao Paraguai, ocorrendo em todo o Brasil.

O comprimento de cabeça e corpo varia de 60 a 79,5 cm, e o da cauda, de 2 a 3 cm; o peso oscila entre

6,3 e 10 kg. O corpo é robusto, com patas curtas e fortes. Apresenta quatro dedos nas patas dianteiras e cinco nas patas posteriores. A coloração varia da castanha à negra na parte dorsal, havendo, usualmente, quatro ou cinco fileiras de manchas esbranquiçadas de cada lado. A parte ventral pode ser esbranquiçada ou amarelada.

A paca tem hábitos solitários e noturnos, sendo encontrada em áreas florestadas, ao longo de rios e banhados, onde cava tocas nos barrancos, normalmente com mais de uma saída.

Freqüentemente depende o dia no interior das tocas que escava, saindo à noite à procura de frutos e raízes, de que se alimenta.

As fêmeas geralmente têm apenas um filhote por parição, raramente dois, após uma gestação de cerca de 115 dias (Margarido, 1995).

Caçadores apreciam sua carne, comparando-a ao leitão, o que, infelizmente, acarreta intensa perseguição, contribuindo para a sua inclusão como espécie vulnerável na lista de animais ameaçados de extinção no estado do Paraná (Margarido, 1995).

#### Família Erethizontidae

##### *Sphiggurus villosus* (F. Cuvier, 1823)

O ouriço, também chamado de ouriço-cacheiro ou coandu, é encontrado, no Brasil, de Minas Gerais ao Rio Grande do Sul (Wilson & Reeder, 1993).

O comprimento de cabeça e corpo varia de 30 a 60 cm, e o da cauda, de 33 a 48,5 cm; o peso oscila entre 0,9 e 5 kg (Nowak, 1999). O pêlo normal é pardo-amarelado, entremeado por numerosos espinhos tricolores: branco-amarelados na metade basal, ponta alaranjada e zona subapical preta (Moojen, 1952), muito longos no dorso, mais curtos na cauda. Na face ventral a pelagem é mais clara.

É muito arraigada a idéia de que o ouriço lança os espinhos em quem o importuna. Na verdade, isso não acontece: os espinhos penetram no agressor quando este tenta pegar o ouriço. É comum encontrar cachorros com espinhos cravados no focinho e na boca, resultado, certamente, da tentativa de morder o roedor. Quando algum inimigo se aproxima, o ouriço não foge, apenas eriça os espinhos para se defender.

Vive principalmente nas florestas e capoeiras, mas pode invadir áreas urbanas ou cultivadas à procura de alimento (milho, banana, goiaba, etc.).

Os membros anteriores e posteriores são altamente modificados para a vida arbórea. A cauda é preênsil e sua extremidade dorsal é nua.

É um animal geralmente solitário e de hábitos noturnos, e se alimenta de folhas, frutos e casca de várias árvores.

Nasce apenas um filhote em cada parição.

Ordem Lagomorpha (fig. 8)

Família Leporidae

*Lepus europaeus* Pallas, 1778

A lebre-européia, ou lebrão, foi introduzida na América do Sul (Chile e Argentina) e é uma espécie com extraordinária capacidade de adaptação, podendo ocupar tanto florestas como áreas abertas, característica que permite sua tranqüila sobrevivência em áreas que foram desmatadas para estabelecimento de campos de cultivo. Assim, foi possível sua rápida expansão para os países vizinhos, inclusive o Brasil.

Apresenta coloração que varia do marrom-claro até o cinza, nas partes superiores, e nas inferiores, uma coloração esbranquiçada. Mede de 60 a 70 cm e pesa de 2,5 a 7 kg. Na região do baixo Tibagi a lebre-européia vem ocasionando prejuízos a algumas áreas de cultivo, por se alimentar de soja, milho e feijão.

Os filhotes, em número de dois a quatro, nascem em local aberto ou, quando muito, numa leve depressão do solo, e os filhotes já nascem recobertos de pêlos, com dentes e os olhos abertos. São nidífugos (podem abandonar o ninho ou local de nascimento) e se locomovem com certa facilidade logo após o nascimento. O período de gestação dura cerca de 42 dias.

*Sylvilagus brasiliensis* (Linnaeus, 1768)

O tapiti tem ampla distribuição geográfica, sendo encontrado em quase todo o território brasileiro.

Esse animal facilmente se distingue da lebre-européia, introduzida, por ter menor tamanho, possuindo orelhas pequenas e estreitas e cauda muito reduzida. Apresenta coloração parda-amarelada, mais escura no dorso e mais clara no ventre. Mede de 20 a 40 cm de cabeça e corpo, e a cauda tem de 1 a 6 cm. O peso pode alcançar 1,2 kg.

O tapiti tem hábitos noturnos, escondendo-se durante o dia. É freqüente nas áreas florestadas, mas ocorre, também, nas áreas abertas. A gestação dessa espécie dura aproximadamente 30 dias, nascendo de dois a sete filhotes, sem pêlos e com os olhos fechados.

O tapiti foi incluído como vulnerável na lista de animais ameaçados de extinção no estado do Paraná (Margarido, 1995) por ter se tornado escasso e somente observado em áreas protegidas, onde ainda existem florestas (Margarido, 1995). Apesar de inexistirem estudos sobre a competição entre a lebre-européia e o tapiti, Margarido (1995) indica a possibilidade de a espécie exótica se beneficiar com o desaparecimento das florestas.

### INTERAÇÃO ENTRE ANIMAIS E PLANTAS

A região da bacia do rio Tibagi apresenta uma grande variedade de mamíferos frugívoros, muitos dos quais



**Figura 8.** *Sylvilagus brasiliensis* (tapiti), representante da ordem Lagomorpha. (Foto: N.R. dos Reis)

ameaçados de extinção. Além da importância de se conhecer e preservar esses mamíferos, existe um papel vital desempenhado por eles: o da interação com as plantas.

Os mamíferos podem interagir com as plantas de duas maneiras: podem ser antagonistas às plantas (i.e., exercer efeito negativo sobre elas), atuando como herbívoros e predadores de sementes, e podem agir mutualisticamente às plantas (i.e., exercer um efeito positivo sobre elas), quando atuam como polinizadores e dispersores de sementes (Fleming & Sosa, 1994).

A evolução de tais interações permitiu que o mutualismo entre as plantas e os animais frugívoros atingisse seu clímax nas florestas tropicais, onde esses animais contribuem para a dispersão de sementes de diversas espécies. Em contrapartida, as plantas fornecem os frutos, um recurso alimentar importante para os frugívoros. Essa dependência mútua tem efeitos profundos para as plantas, mas pouco se conhece sobre a distribuição espacial, os processos de regeneração das florestas e as relações ecológicas entre plantas e vertebrados frugívoros (Howe & Smallwood, 1982; Janzen, 1983a; 1983b; Horwitz & Schemske, 1984; Herrera, 1985). Do mesmo modo, a dependência por frutos tem um efeito importante sobre a procura de alimentos pelos animais e sobre a estabilidade de suas populações (Janzen, 1983 *apud* Estrada & Coates-Estrada, 1986).

Os frugívoros deslocam-se diariamente distâncias variáveis à procura de frutos e, ao encontrá-los, podem ingerir sementes juntamente com a polpa. Essas sementes representam uma oportunidade em potencial para a planta se estabelecer, portanto os frugívoros podem aumentar ou diminuir essa oportunidade através da “eficiência” (quantidade de sementes que eles dispersam) e/ou “qualidade” (locais onde depositam as sementes, e que podem ser favoráveis ou não à germinação) (Herrera & Jordano, 1981).

Embora haja riqueza de informações sobre frugivoria e dispersão de sementes por aves em regiões temperadas (Herrera, 1984; Snow, 1971 *apud* Pigozzi, 1992), pouco se sabe sobre os papéis desempenhados por mamíferos como agentes dispersores, particularmente os mamíferos carnívoros (Pigozzi, 1992).

A importância dos animais que ingerem frutos e, portanto, podem atuar como dispersores de sementes, é mais facilmente verificada em áreas que sofreram alterações. É fato conhecido que áreas de floresta amazônica estão sujeitas a perturbações naturais como incêndios e ventos que chegam a derrubar árvores. Tais perturbações são responsáveis pela formação de clareiras, que representam mais um subsídio que um estresse para a comunidade vegetal, pois os recursos essenciais para o crescimento (luz, água e nutrientes) estão mais disponíveis nesses locais do que nas porções da floresta que não sofreram distúrbios (Uhl, 1997). E é justamente nessas clareiras que surge uma nova oportunidade de germinação para aquelas sementes que se encontram no chamado banco de sementes. Entretanto, é também nessas clareiras que podemos verificar a ação dos mamíferos, que promovem a dispersão trazendo sementes de outras áreas para esses locais. Nesses casos, os morcegos desempenham papel importante, pois promovem a dispersão de muitas espécies pioneiras (Pijl, 1957); todavia, outras espécies de mamíferos também podem depositar fezes contendo sementes viáveis nesses sítios favoráveis à germinação.

A importância dos animais dispersores de sementes pode ser constatada no estado do Paraná junto à bacia do rio Tibagi. As florestas dessa bacia vêm, há muito, sendo desmatadas para ceder espaço à agricultura, e, em consequência, restam hoje apenas fragmentos florestais de diferentes tamanhos. Em muitos casos, esses fragmentos estão próximos uns dos outros mas isolados por áreas de agricultura ou por pastagens, e muitos desses locais são áreas como fundos de vale ou margens de rio, os quais são de interesse de recuperação da vegetação nativa para a formação de corredores que interligam fragmentos. Hoje, mesmo que cessassem as atividades de exploração agrícola nas áreas entre fragmentos, elas dificilmente se regenerariam, pois o banco de sementes do solo já não existe mais. Entretanto, se os animais dispersores de sementes (principalmente aves e mamíferos) ainda estiverem presentes nos fragmentos florestais próximos, eles atuarão como vetores, transitando entre um fragmento e outro (Uhl, 1997). Desse modo, sementes viáveis poderão ser depositadas nessas porções degradadas e, se germinarem, auxiliarão na recuperação da vegetação nativa a médio e longo prazos.

Nos trabalhos de Rocha (1995; 2001), pode-se verificar os resultados referentes à frugivoria, dispersão e predação de sementes de cinco espécies de mamíferos do baixo Tibagi: *Cebus apella* (macaco-prego) (Rocha,

1995; 2001), *Nasua nasua* (quati), *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato), *Tapirus terrestris* (anta) e *Pecari tajacu* (cateto) (Rocha, 2001) (apêndice 2). Do total de espécies de plantas que fizeram parte da dieta dos frugívoros, apenas aquelas que puderam ser identificadas em nível de espécie, gênero ou família foram listadas. A dieta de *Cebus apella* constou de 100 espécies de plantas (Rocha, 1995; 2001), a de *Nasua nasua*, de 16 espécies, a de *Cerdocyon thous*, de nove espécies, a de *Tapirus terrestris*, de 35 espécies, e a de *Pecari tajacu*, de 23 espécies (Rocha, 2001).

Quanto à ação sobre as sementes, *C. apella*, *N. nasua* e *T. terrestris* foram bons dispersores de sementes por endozoocoria. Já *P. tajacu* é um bom dispersor apenas para as espécies que têm sementes pequenas, como as do gênero *Ficus*; as demais espécies normalmente são predadas por mastigação, devido às possantes mandíbulas desse animal. *Cerdocyon thous* consumiu poucas espécies de frutos na área estudada, e não foi considerado um bom dispersor.

Rocha *et al.* (1998) registraram um comportamento interessante de *C. apella* no Parque Municipal Arthur Thomas: ao quebrar sementes de uma espécie de palmeira (*Syagrus romanzoffiana*) para consumir uma larva de coleóptero que parasita seu interior, os animais utilizavam-se de pequenas rochas como martelo e bigorna. Conseqüentemente, algumas sementes não parasitadas também eram quebradas e, nesses casos, *C. apella* atuava como predador.

Através dos dados citados anteriormente, pode-se verificar a importância da participação dos mamíferos frugívoros nos processos de dispersão e predação de sementes. Entretanto, também é necessário que se verifique a efetividade dos frugívoros como agentes dispersores, ou seja, é fundamental que as sementes: 1) permaneçam viáveis após a passagem pelo tubo digestivo desses animais; 2) sejam depositadas em sítios favoráveis à germinação; 3) escapem de predadores como roedores e formigas; 4) germinem em novas plântulas e estas escapem à herbivoria.

Rocha (1995; 2001) também registrou, em condições de laboratório, a viabilidade e o tempo de germinação das sementes que passaram pelo tubo digestivo dos frugívoros (tab. 1).

Apesar de a maioria dos casos testados na tabela 1 ter indicado que as sementes se mantiveram viáveis e germinaram em menor tempo que as sementes-controle, o que é fundamental para as novas plantas que vão surgir, é importante ressaltar que, em condições naturais, os resultados podem ser diferentes daqueles obtidos em condições laboratoriais.

V.J. Rocha (obs. pess.) verificou que sementes de *Syagrus romanzoffiana* que passaram pelo tubo digestivo de *Tapirus terrestris*, quando trazidas para laboratório, não germinaram. Entretanto, quando as sementes eram mantidas nas fezes do animal na natureza, germinavam

A bacia do rio Tibagi

**Tabela 1.** Porcentagem (%) e tempo de germinação, em dias (X), das sementes que passaram pelo tubo digestivo das cinco espécies estudadas comparadas com sementes-controle. \* Sementes plantadas.

Espécies	%	X	n*	%	X	n*
		<i>Cebus apella</i>			controle	
<i>Ficus</i> sp.	92,0	9	50	86,0	24	50
<i>Ficus insipida</i>	80,0	7	10	50,0	7	10
<i>Cecropia glaziovii</i>	86,0	7	50	68,0	25	50
<i>Maclura tinctoria</i>	48,3	12	62	4,8,0	11	62
<i>Ocotea puberula</i>	32,0	61	50	20,0	62	50
<i>Piper aduncum</i>	94,0	18	100	89,0	21	100
<i>Piper</i> sp.	89,0	18	100	83,0	21	100
<i>Cabralea canjerana</i>	41,8	5	55	0,0	-	55
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	0,0	-	45	0,0	-	45
	4,16	23	24	-	-	-
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	100,0	38	4	75,0	34	4
<i>Solanum australe</i>	4,3	21	70	32,8	18	70
<i>Cestrum intermedium</i>	19,0	27	100	35,0	23	100
<i>Solanum mauritianum</i>	21,4	30	70	5,7	92	70
<i>Schinus terebenthifolius</i>	6,0	7	50	4,0	6	50
<i>Miconia pusilliflora</i>	55,7	14	70	28,6	7	70
	67,3	16	104	-	-	-
<i>Guazuma ulmifolia</i>	66,6	17	51	3,9	44	51
<i>Celtis iguanaea</i>	0,0	-	42	0,0	-	42
<i>Senna macranthera</i>	38,7	16	31	22,5	28	31
<i>Psidium guajava</i>	83,3	39	60	85,0	17	100
<i>Morus nigra</i>	39,0	11	100	81,0	8	100
<i>Pereskia aculeata</i>	42,8	10	28	35,0	12	28
<i>Philodendron selloum</i>	100,0	-	13	-	-	-
		<i>Cerdocyon thous</i>			Controle	
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0,0	-	12	-	-	-
<i>Croton floribundus</i>	30,0	145	10	-	-	-
		<i>Nasua nasua</i>			Controle	
<i>Ficus</i> sp.	100,0	9	100	94,0	8	100
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	71,4	26	7	75,0	34	4
<i>Miconia pusilliflora</i>	42,0	26	100	28,6	7	70
<i>Pereskia aculeata</i>	80,0	5	20	35,0	12	28
<i>Jacaratia spinosa</i>	16,4	26	74	6,7	29	90
<i>Maclura tinctoria</i>	27,5	8	18	4,8	11	62
		<i>Tapirus terrestris</i>			Controle	
<i>Ficus</i> sp.	62,0	17	100	86,0	24	50
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	72,2	5	18	0,0	-	45
<i>Psicotria carthaginensis</i>	7,1	7	42	-	-	-
<i>Psidium guajava</i>	85,0	14	100	85,0	17	100
<i>Palicourea</i> sp.	57,0	49	100	79,0	36	100
<i>Phytolacca thyrsoflora</i>	52,5	16	40	-	-	-
<i>Jacaratia spinosa</i>	54,3	36	70	6,7	29	90
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	7,0	213	57	-	-	-
<i>Cucurbita</i> sp.	16,7	13	12	-	-	-
<i>Annona cacans</i>	0,0	-	48	0,0	-	50
<i>Maclura tinctoria</i>	0,0	-	100	4,8	11	62
Malpighiaceae	0,0	-	100	-	-	-
		<i>Pecari tajacu</i>			Controle	
<i>Ficus</i> sp.	38,0	23	100	86,0	24	50
	46,0	19	100	-	-	-
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	85,0	11	40	0,0	-	45
<i>Miconia pusilliflora</i>	38,0	39	100	28,6	7	70

em abundância. Fatores ambientais como luminosidade, umidade e temperatura, entre outros, são fundamentais para a germinação de uma semente e podem estar presentes em condições ideais apenas em situações naturais.

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Paraná é um dos estados brasileiros onde a flora foi intensamente atingida em função das atividades agrícolas (Lange & Jablonski, 1981). No início do século XX, cerca de 84% da cobertura vegetal do Paraná era primitiva (Maack, 1981). Na década de 90, de acordo com o Instituto de Terras e Cartografia do Paraná, existiam apenas cerca de 5,2% dessa cobertura, da qual as maiores áreas florestais são o Parque Nacional do Iguaçu, situado no extremo oeste do estado, e a Serra do Mar, no extremo leste (Lange & Jablonski, 1981); o restante são fragmentos florestais com diferentes tamanhos e, em muitos deles, as espécies estão praticamente isoladas.

A fragmentação de hábitat acarreta uma série de implicações ecológicas para as espécies, podendo causar a diminuição das populações, a extinção local ou mesmo trazer benefícios para algumas espécies. Estudos desenvolvidos em região de floresta amazônica têm demonstrado que logo após o isolamento de um fragmento de 10 ha do restante da floresta, o número de espécies que dependem de grandes áreas para viver diminui e/ou as espécies se tornam extintas, como, por exemplo, os grandes felinos (Lovejoy *et al.*, 1983). Wilson (1997) afirma que o nível de extinção é maior quanto menor o fragmento florestal. As causas da extinção são as mais diversas, pois fatores bióticos e abióticos estão atuando sobre os organismos que vivem nesses remanescentes e, em consequência, as espécies mais sensíveis perecem. Entretanto, algumas espécies podem se beneficiar, pois com a retirada da vegetação primitiva surge a formação de uma vegetação secundária nas bordas dos fragmentos, a qual proporciona uma nova fonte de alimentação para algumas espécies, como, por exemplo, certas espécies de primatas das famílias Calitrichidae e Cebidae (Lovejoy *et al.*, 1986).

Atualmente, ao longo da bacia do rio Tibagi existem muitos fragmentos florestais que necessitam de especial atenção, para que as espécies que ainda existem neles não se tornem extintas, como já aconteceu com a onça-pintada (*Panthera onca*), animal que requer grandes áreas. Um outro exemplo é o queixada (*Tayassu pecari*), animal que até pouco tempo atrás era comum no baixo Tibagi e que provavelmente se extinguiu devido à caça.

Os fragmentos florestais são extremamente importantes não apenas para a comunidade de mamíferos mas para toda a fauna restante, e é necessário preservá-los para proteger as espécies que neles se encontram. Nesses casos, a translocação e/ou reintrodução de animais pode ser um passo para auxiliar na recuperação e

manutenção das características primitivas das áreas envolvidas.

Todavia, é necessário que se desenvolvam mais estudos nessas áreas, para traçar medidas de proteção e manejo adequado da fauna e da flora aí existentes.

### Referências Bibliográficas

- Bernardes, A.T.; Machado, A.M. & Reylants, A. 1990. Lista oficial da fauna brasileira ameaçada de extinção. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- Borges, C.R.S. 1989. Composição mastofaunística do Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná - Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- Estrada, A. & Coates-Estrada, R. 1986. Frugivory by howling monkeys (*Alouatta palliata*) at Los Tuxtlas, México: dispersal and fate of seeds. In: Frugivory and seed dispersal. A. Estrada & T.H. Fleming (eds.). Dr W. Junk Publishers. Dordrecht/Boston/Lancaster. pp.1-392.
- Fleming, T.H. & Sosa, V.J. 1994. Effects of nectarivorous and frugivorous mammals on reproductive success of plants. *J. Mammal.*, 75:845-851.
- Fonseca, G.A.B.; Rylands, A.B.; Costa, C.M.R.; Machado, R.B. & Leite, Y.L.R. 1994. Livro vermelho dos mamíferos brasileiros ameaçados de extinção. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- Fonseca, G.A.B.; Herrmann, G.; Leite, Y.L.R.; Mittermeier, R.A.; Rylands, A. B. & Patton, J. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. Conservation International & Fundação Biodiversitas. Occasional papers nº.4. 38 p.
- Freese, C.H. & Oppenheimer, J.R. 1981. The capuchin monkeys, genus *Cebus*. In: Ecology and behavior of neotropical primates. v.1. A. F. Coimbra-Filho & R.A. Mittermeier (eds.) Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro. pp.331-390.
- Grzimek, B. 1972. Grzimek's animal life encyclopedia. 13. Mammals IV. Van Nostrand, New York.
- Grzimek, B. 1975a. Grzimek's animal life encyclopedia. 11. Mammals II. Van Nostrand, New York.
- Grzimek, B. 1975b. Grzimek's animal life encyclopedia. 12. Mammals III. Van Nostrand, New York.
- Gucwinska, H. 1971. Development of six-banded armadillos *Euphractus sexcinctus* at Wrocław Zoo. *Int. Zoo Yearbook*, 11:88-89.
- Hernandez-Camacho, J. & Cooper, R.W. 1976. The non-human primates of Colombia. In: Neotropical primates, field studies and conservation. R.W. Thorington & P.G. Heltne (eds.). National Academy of Sciences, Washington. pp.35-69.
- Herrera, C.M. 1984. A study of avian frugivores, bird-dispersed plants, and their interaction in mediterranean scrublands. *Ecol. Monogr.*, 54:1-23.
- Herrera, C.M. 1985. Determinants of plant-animal coevolution: the case of mutualistic dispersal of seed by vertebrates. *Oikos*, 44:132-141.
- Herrera, C.M. & Jordano, P. 1981. *Prunus mahaleb* and birds: the high efficiency seed dispersal system of temperate fruit tree. *Ecol. Monogr.*, 51:203-218.
- Hill, W.C.O. 1960. Primates: comparative anatomy and taxonomy. vol. IV. Edinburgh University Press, Edinburgh.
- Hladik, A. & Hladik, C.M. 1969. Rapports trophiques entre végétation et primates dans le forêt de Barro Colorado (Panama). *La Terre et la Vie*, 116:25-117.
- Horwitz, C.C. & Schemske, D.W. 1984. Effects of ants and ant-tended herbivores on seed production of a neotropical herb. *Ecology*, 65:1369-1378.
- Howe, H.F. & Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 13:201-223.
- Janzen, D.H. 1983a. Dispersal of seeds by vertebrate guts. In: Coevolution. D.J. Futuyama. & M. Slatkin. 9<sup>th</sup> ed. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Mass. pp. 232-262.

- Janzen, D.H. 1983b. Seed and pollen dispersal by animals: convergence in the ecology of contamination and sloppy harvest. *Biol. J. Linn. Soc.*, 20:103-113.
- Lange, R.B. & Jablonski, E.F. 1981. Lista prévia dos Mammalia do estado do Paraná. *Estudos de Biologia*, 6:1-35.
- Lange, R.B. & Jablonski, E.F. 1998. Mammalia do estado do Paraná – Marsupialia. *Estudos de Biologia*, 43:1-224.
- Lovejoy, T.E.; Bierregaard Jr., R.O.; Rankin, J.M.; Schubart, H.O.R. 1983. Ecological dynamics of tropical forest fragments. In: *Tropical rain forest ecology and resource management*. S.L. Sutton; C.A. Whitmore & A.C. Chadwick (eds.). Blackwell Scientific Publications, Oxford. pp.377-384.
- Lovejoy, T.E.; Bierregaard Jr., R.O.; Rylands, A.B.; Malcolm, J.R.; Quintela, C.E.; Harper, L.H.; Brown Jr., K.S.; Powel, A.H.; Powel, G.V.N.; Schubart, H.O.R. & Hays, M.B. 1986. Edge and other effects of isolation on amazon forest fragments. In: *Conservation biology the science of scarcity and diversity*. M.E. Soulé (ed.) Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Mass. pp.257-285.
- Maack, R. 1981. Geografia física do estado do Paraná. 2ª ed. J. Olympio/Secretaria da Cultura e do Esporte do Governo do Estado do Paraná. Rio de Janeiro/Curitiba.
- Margarido, T.C.C. 1989. Mamíferos do Parque Estadual de Caxambu, Castro-PR. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- Margarido, T.C.C. 1995. Mamíferos ameaçados de extinção no Paraná. In: *Lista vermelha de animais ameaçados de extinção no estado do Paraná*. SEMA–Secretaria de Estado do Meio Ambiente. SEMA/GTZ, Curitiba. pp.3-45.
- Marshall, L.G. 1978. *Lutreolina crassicaudata*. *Mammalian Species*, 99:1-5.
- Mendes, S.L. 1989. Estudo ecológico de *Alouatta fusca* (Primates, Cebidae) na Estação Biológica de Caratinga, MG. *Rev. Nordestina Biol.*, 6:71-104.
- Monteiro Filho, E.L.A. & Dias, V.S. 1990. Observações sobre a biologia de *Lutreolina crassicaudata* (Mammalia: Marsupialia). *Rev. Brasil. Biol.*, 50:393-399.
- Moojen, J. 1952. Os roedores do Brasil. Instituto Nacional do Livro, Rio de Janeiro.
- Nowak, R.M. 1999. Walker's mammals of the world. 6<sup>th</sup> ed. vol. 1 e 2. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Pigozzi, G. 1992. Frugivory and seed dispersal by the european badger in a mediterranean habitat. *J. Mammal.*, 73:630-639.
- Pijl, V.D.L. 1957. The dispersal of plants by bats (Chiropteroecory). *Acta Bot. Neerl.*, 6:291-315.
- Rocha, V.J. 1995. Dieta, ação sobre as sementes, padrão de atividade e área de uso de *Cebus apella* (Linnaeus, 1758) em três fragmentos florestais de tamanhos distintos na região de Londrina-PR. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- Rocha, V.J. 2001. Ecologia de mamíferos de médio e grande portes do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina (PR). Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- Rocha, V.J.; Reis, N.R. dos & Sekiama, M.L. 1998. Uso de ferramentas por *Cebus apella* (Linnaeus, 1758) (Primates, Cebidae) para obtenção de larvas de Coleoptera que parasitam sementes de *Syagrus romanzoffianum* (Cham.) Glassm. (Arecaceae). *Revta. bras. Zool.* 15:945-950.
- Roots, C.G. 1966. Notes on the breeding of white-lipped peccaries *Tayassu albirostris* at Dudley Zoo. *Int. Zoo Yearbook*, 6:198-199.
- Uhl, C. 1997. Restauração de terras degradadas na Bacia Amazônica. In: *Biodiversidade*. E. O. Wilson & F.M. Peter (eds.). Nova Fronteira, Rio de Janeiro. pp.419-427.
- Vaughn, R. 1974. Breeding the tayra *Eira barbara* at Antelope Zoo, Lincoln. *Int. Zoo Yearbook*, 14:120-122.
- Wetzel, R.M & Mondolfi, E. 1979. The subgenera and species of long-nosed armadillos, Genus *Dasybus* L. In: *Vertebrate ecology in the northern neotropics*. J.F. Eisenberg (ed.). Smithsonian. Inst. Press, Washington, D.C. pp.43-63.
- Wilson, D.E. & Reeder, D.M. 1993. *Mammals species of the world. A taxonomic and geographic reference*. 2<sup>nd</sup> ed. Smithsonian. Inst. Press, Washington, D.C.
- Wilson, E.O. 1997. A situação atual da diversidade biológica. In: *Biodiversidade*. E.O. Wilson & F.M. Peter (eds.). Nova Fronteira, Rio de Janeiro. pp.3-24.

## Apêndice 1

Espécies de mamíferos da bacia do rio Tibagi e as localidades onde foram assinaladas.

Ordem	Espécie	Alto Tibagi	Médio Tibagi	Baixo Tibagi	
<b>Didelphimorphia</b>	<b>Didelphidae</b>				
	<i>Monodelphis dimidiata</i>	PE de Vila Velha			
	<i>Monodelphis brevicaudis</i>			Londrina	
	<i>Gracilinanus microtarsus</i>	PE de Vila Velha			
	<i>Philander opossum</i>		Faz. Monte Alegre		
	<i>Lutreolina crassicaudata</i>	PE de Vila Velha		Londrina	
	<i>Didelphis aurita</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy	
	<i>Didelphis albiventris</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy	
	<b>Xenarthra</b>	<b>Myrmecophagidae</b>			
		<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	
<i>Tamandua tetradactyla</i>		PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy	
<b>Dasypodidae</b>					
<i>Euphractus sexcinctus</i>		PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy	
<i>Cabassous tatouay</i>		PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre		
<i>Dasypus novemcinctus</i>		PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy Faz. Doralice	
<i>Dasypus septemcinctus</i>		PE de Vila Velha			
<b>Primates</b>		<b>Cebidae</b>			
		<i>Alouatta fusca</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	Faz. Doralice
	<i>Cebus apella</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy Faz. Doralice	
<b>Carnivora</b>	<b>Canidae</b>				
	<i>Pseudalopex gymnocercus</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha			
	<i>Cerdocyon thous</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy	
	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre		
	<b>Procyonidae</b>				
	<i>Procyon cancrivorus</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy	
	<i>Nasua nasua</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy Faz. Doralice	
	<b>Mustelidae</b>				
	<i>Galictis cuja</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy	
	<i>Eira barbara</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy	
	<i>Lontra longicaudis</i>	PE de Caxambu	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy	
	<b>Felidae</b>				
	<i>Leopardus pardalis</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy	
	<i>Leopardus tigrinus</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy	
	<i>Leopardus wiedii</i>		Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy	
	<i>Puma concolor</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy	
	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy	
<b>Perissodactyla</b>	<b>Tapiridae</b>				
	<i>Tapirus terrestris</i>	PE de Vila Velha		PE Mata dos Godoy	
<b>Artiodactyla</b>	<b>Tayassuidae</b>				
	<i>Tayassu pecari</i>	PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre		
	<i>Pecari tajacu</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy	

continuação

<b>Cervidae</b>	<i>Ozotocerus bezoarticus</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	
	<i>Mazama americana</i>			PE Mata dos Godoy
	<i>Mazama gouazoubira</i>	PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy
<b>Rodentia</b>	<i>Mazama nana</i>	PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy
	<b>Sciuridae</b>			
	<i>Sciurus aestuans</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy
	<b>Muridae</b>			
	<i>Rattus rattus</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha		
	<i>Mus musculus</i>	PE de Caxambu		
	<i>Oryzomys intermedius</i>			PE Mata dos Godoy
	<i>Oryzomys ratticeps</i>	PE de Vila Velha		
	<i>Oligoryzomys flavescens</i>	PE de Caxambu	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy
	<i>Oligoryzomys nigripes</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy
	<i>Nectomys squamipes</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha		PE Mata dos Godoy
	<i>Akodon cursor</i>	PE de Caxambu		PE Mata dos Godoy
	<i>Akodon nigrita</i>	PE de Caxambu		PE Mata dos Godoy
	<i>Akodon serrensis</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha		
	<i>Bolomys lasiurus</i>	PE de Vila Velha		
	<i>Oxymycterus roberti</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha		
	<i>Oxymycterus rufus</i>	PE de Caxambu		
	<i>Holochilus brasiliensis</i>	PE de Caxambu		
	<b>Echimyidae</b>			
	<i>Euryzygomatomys spinosus</i>		Faz. Monte Alegre	
	<i>Echimyus dasythrix</i>	PE de Vila Velha		
	<b>Myocastoridae</b>			
	<i>Myocastor coypus</i>	PE Caxambu		
	<b>Caviidae</b>			
	<i>Cavia aperea</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy
	<b>Hidrochaeridae</b>			
	<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy Faz. Doralice
	<b>Dasyproctidae</b>			
	<i>Dasyprocta azarae</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy Faz. Doralice
<b>Agoutidae</b>				
<i>Agouti paca</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy Faz. Doralice	
<b>Erethizontidae</b>				
<i>Sphiggurus villosus</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy	
<b>Lagomorpha</b>	<b>Leporidae</b>			
	<i>Lepus europaeus</i>	PE de Caxambu PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy
	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	PE de Vila Velha	Faz. Monte Alegre	PE Mata dos Godoy

Fontes: Os dados para a região do alto Tibagi foram extraídos de Margarido (1989) e Borges (1989), para o médio Tibagi de Rauf Andreas Berndt (com. pessoal) e, para o baixo Tibagi, de Rocha & Sekiama (em prep.).



## Apêndice 2

Espécies vegetais que fizeram parte da dieta das cinco espécies de animais estudadas e a ação sobre as sementes em três fragmentos florestais do baixo Tibagi: Parque Estadual Mata dos Godoy (área 1, com 680 ha), Parque Municipal Arthur Thomas (área 2, com 85,47 ha) e Horto Florestal da Universidade Estadual de Londrina (área 3, com 10 ha). D = sementes dispersadas por endozoocoria; E = sementes dispersadas por epizoocoria; N = sementes descartadas embaixo da planta mãe; P = sementes predadas; - = animal se alimentou da parte vegetativa; \* espécies exóticas.

Família	Espécies	Ação	Área
	<i>Cebus apella</i>		
<b>Acanthaceae</b>	<i>Mendoncia coccinea</i> Vell.	D	1
<b>Anacardiaceae</b>	<i>Schinus terebenthifolius</i> Raddi	D	2
	<i>Mangifera indica</i> L.*	N; P	2; 3
<b>Annonaceae</b>	<i>Rollinia</i> sp.	N	2
<b>Araceae</b>	<i>Philodendron selloum</i> K. Koch.	D	2,3
	<i>Philodendron</i> sp.	-	3
<b>Areceaceae</b>	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.	N; P; E	1; 2; 3
	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	N; D	1; 2; 3
<b>Apocynaceae</b>	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	P	1
	<i>Rauwolfia sellowii</i> Müll. Arg.	D	1
	Apocynaceae sp.1	-	1
<b>Balsaminaceae</b>	<i>Impatiens balsamina</i> L.*	D	2; 3
<b>Bignoniaceae</b>	<i>Tynanthus elegans</i> (Cham.) Miers	P	1
	<i>Pithecoctenium</i> sp.	P	2
<b>Bromeliaceae</b>	Bromeliaceae sp.1	-	1
	Bromeliaceae sp.2	-	2
<b>Cactaceae</b>	<i>Pereskia aculeata</i> Mill.	D	1; 2; 3
	<i>Rhipsalis</i> sp.	-	1
<b>Leguminosae-Caesalpinioideae</b>	<i>Holocalix balansae</i> Mich.	N; P	2
	<i>Senna macranthera</i> (Collad.) H.S. Irwin & Barneby	D	2; 3
<b>Caricaceae</b>	<i>Carica</i> sp.	D	2
<b>Cecropiaceae</b>	<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl.	D	2
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	D	3
<b>Cucurbitaceae</b>	<i>Cucurbita</i> sp.	N	1
<b>Dicksoniaceae</b>	<i>Dicksonia</i> sp.	-	1
<b>Dioscoreaceae</b>	<i>Dioscorea</i> sp.	-	2
<b>Ebenaceae</b>	<i>Dyospirus kaki</i> L.*	N; E	3
<b>Euphorbiaceae</b>	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	D	1
	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. et Downs	N; D	2
	<i>Dalechampia</i> sp.	-	3
	<i>Manihot</i> sp.*	-	3
<b>Leguminosae- Papilionoideae</b>	<i>Machaerium</i> sp.	P	2
<b>Fagaceae</b>	<i>Castanea</i> sp.*	P	2
<b>Flacourtiaceae</b>	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	D	1
<b>Gramineae</b>	<i>Zea mays</i> L.*	P	1; 2; 3
	<i>Panicum maximum</i> Jacq.*	-	1; 2; 3
	<i>Chusquea</i> sp.	-	1; 2; 3
	Gramineae sp.1 (bambu)	-	2; 3
	Gramineae sp.2 (bambu)	-	2
	Gramineae sp.3	-	2
	Gramineae sp.4	-	2
	Gramineae sp.5	-	2
<b>Lauraceae</b>	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	D	1; 2; 3
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	D	1; 2; 3
	<i>Ocotea dyospirifolia</i> (Meisn.) Mez	N	1
	<i>Persea americana</i> Mill.*	N	2; 3
<b>Malpighiaceae</b>	<i>Dicela nucifera</i> Chodat	P	2
<b>Maranthaceae</b>	<i>Calathea</i> sp.	-	1; 3
<b>Melastomataceae</b>	<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	D	1
<b>Meliaceae</b>	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	P	1
	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	D	1; 2; 3
	<i>Melia azedarach</i> L.*	N	3
<b>Meliaceae</b>	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	N	3
<b>Leguminosae-Mimosoideae</b>	<i>Inga marginata</i> Willd.	D	1; 2; 3

A bacia do rio Tibagi

continuação

	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	N	2
	<i>Acacia velutina</i> DC.	P	1
	<i>Calliandra tweediei</i> Benth.	P	2
<b>Moraceae</b>	<i>Ficus</i> spp.	D	1; 2; 3
	<i>Maclura tinctoria</i> L.	D	1; 2; 3
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) Bürger, Lanj & Boer	N	1; 2
	<i>Morus nigra</i> L.*	D	2; 3
<b>Musaceae</b>	<i>Musa</i> sp.*	-	2; 3
<b>Myrsinaceae</b>	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	D	1
<b>Myrtaceae</b>	<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	N	1
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	D	1; 2; 3
	<i>Neomitranthes glomerata</i> (D. Legrand) D. Legrand	N	1; 2
	<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand	D	1
	<i>Plinia trunciflora</i> (O. Berg) Kausel	N	1
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	N	1
	<i>Eugenia pitanga</i> (O. Berg) Nied	D	2
	<i>Myrciaria floribunda</i> (West ex Welld.) O. Berg	N	1
	<i>Psidium guajava</i> L.	D	1; 2; 3
<b>Passifloraceae</b>	<i>Passiflora</i> sp.	-	1; 2; 3
<b>Piperaceae</b>	<i>Piper aduncum</i> L.	D	1; 2; 3
	<i>Piper</i> sp.1	D	1; 2; 3
	<i>Piper</i> sp.2	D	2
<b>Polypodiaceae</b>	Polypodiaceae sp.1 (samambaia)	-	1
<b>Proteaceae</b>	<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn.*	-	1; 3
<b>Rhamnaceae</b>	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.*	N	2
<b>Rosaceae</b>	<i>Eriobothrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.*	N	2; 3
	<i>Prunus sellowii</i> Koehne	N; D	2; 3
<b>Rubiaceae</b>	<i>Ixora</i> sp.	N	1
	Rubiaceae sp.1	D	3
	<i>Palicourea</i> sp.	D	3
<b>Rutaceae</b>	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	D	2
	<i>Citrus reticulata</i> Blanco*	N; E	3
<b>Sapindaceae</b>	<i>Diatenopterix sorbifolia</i> Radlk.	D	1
<b>Sapotaceae</b>	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichl.) Engl.	N; D	1; 3
	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook & Arn.) Radlk.	N	1
<b>Solanaceae</b>	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	D	1; 2; 3
	<i>Solanum australe</i> C.V. Morton	D	1; 2; 3
	<i>Solanum granuloseprosum</i> Dunal	D	2; 3
	<i>Solanum scuticum</i> M. Nee	D	2
	<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	D	3
<b>Sterculiaceae</b>	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	D	1; 2; 3
<b>Styracaceae</b>	<i>Styrax acuminatus</i> Pohl.	N	1
<b>Ulmaceae</b>	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	D	1; 2; 3
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	D	2
<b>Urticaceae</b>	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich.	-	1; 2
<b>Vitaceae</b>	<i>Vitis</i> sp.	D	1; 2; 3
<i>Cerdocyon thous</i>			
<b>Arecaceae</b>	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.	D	1
<b>Euphorbiaceae</b>	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	D	1
<b>Gramineae</b>	<i>Brachiaria plantaginea</i> (Link) Hitchc.*	D	1
	<i>Panicum maximum</i> Jacq.*	-	1
	Gramineae sp.1	-	1
	<i>Zea mays</i> L.*	P	1
<b>Lauraceae</b>	<i>Persea americana</i> Mill.*	N	1
<b>Meliaceae</b>	<i>Guarea</i> sp.	D	1
<b>Solanaceae</b>	<i>Solanum</i> sp.	D	1
<i>Nasua nasua</i>			
<b>Arecaceae</b>	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.	D	1
<b>Annonaceae</b>	<i>Annona cacans</i> Warm.	D; P	1
<b>Apocynaceae</b>	<i>Rauwolfia sellowii</i> Müll. Arg.	D	1

Mamíferos não-voadores da bacia do rio Tibagi

continuação

<b>Cactaceae</b>	<i>Pereskia aculeata</i> Mill.	D	1
<b>Caricaceae</b>	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) DC.	D	1
<b>Gramineae</b>	Gramineae sp.1	-	1
<b>Lauraceae</b>	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	D	1
	<i>Persea americana</i> Mill.*	N	1
	<i>Ocotea</i> sp.	D	1
<b>Melastomataceae</b>	<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	D	1
<b>Meliaceae</b>	<i>Melia azedarach</i> L.*	D; N	1
<b>Moraceae</b>	<i>Ficus</i> spp.	D	1
	<i>Maclura tinctoria</i> L.	D	1
<b>Myrtaceae</b>	<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	D	1
<b>Piperaceae</b>	<i>Piper</i> sp.	D	1
<b>Sapotaceae</b>	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichl.) Engl.	D; P	1
	<i>Tapirus terrestris</i>		
<b>Acanthaceae</b>	<i>Mendoncia coccinea</i> Vell.	D	1
<b>Amaranthaceae</b>	<i>Alternanthera ficoidea</i> (L.) R. Br.	D	1
<b>Apiaceae</b>	<i>Hydrocotyle</i> sp.	D	1
<b>Arecaceae</b>	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.	D	1
	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	D	1
<b>Anacardiaceae</b>	<i>Mangifera indica</i> L.*	D; N	1
<b>Annonaceae</b>	<i>Annona cacans</i> Warm.	D	1
	<i>Rollinia sylvatica</i>	D	1
<b>Cactaceae</b>	<i>Pereskia aculeata</i> Mill.	D	1
<b>Caricaceae</b>	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) DC.	D	1
<b>Cucurbitaceae</b>	<i>Cucurbita</i> sp.	D	1
<b>Euphorbiaceae</b>	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	D	1
	<i>Philanthus niruri</i> L.	D	1
<b>Gramineae</b>	<i>Brachiaria plantaginea</i> * (Link) Hitchc.	-	1
	Gramineae sp.1	-	1
	<i>Zea mays</i> L.*	P	1
<b>Lauraceae</b>	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng) Mez	D	1
	<i>Ocotea</i> sp.	D	1
	<i>Persea americana</i> Mill.*	N	1
	Lauraceae sp.1	D	1
<b>Malpighiaceae</b>	Malpighiaceae sp.1	D	1
<b>Melastomataceae</b>	<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	D	1
<b>Meliaceae</b>	<i>Melia azedarach</i> L.*	D; P	1
	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	D	1
<b>Moraceae</b>	<i>Ficus</i> spp.	D	1
	<i>Maclura tinctoria</i> L.	D	1
<b>Myrtaceae</b>	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	D	1
	<i>Psidium guajava</i> L.	D	1
<b>Phytolaccaceae</b>	<i>Phytolacca thyrsoiflora</i> Fenzl ex J.A. Schmidt	D	1
<b>Rosaceae</b>	<i>Prunus domestica</i> L.	D	1
<b>Rubiaceae</b>	<i>Palicourea</i> sp.	D	1
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	D	1
<b>Rutaceae</b>	<i>Citrus limon</i> (L.) Burm. f.*	D	1
<b>Solanaceae</b>	<i>Solanum</i> sp.	D	1
<b>Vitaceae</b>	<i>Vitis</i> sp.	D	1
	<i>Pecari tajacu</i>		
<b>Arecaceae</b>	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.	P	1
	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	P	1
<b>Annonaceae</b>	<i>Annona cacans</i> Warm.	P	1
<b>Bignoniaceae</b>	Bignoniaceae sp.1	-	1
<b>Cactaceae</b>	<i>Pereskia aculeata</i> Mill.	D	1
<b>Caricaceae</b>	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) DC.	D	1
<b>Euphorbiaceae</b>	Euphorbiaceae sp.1	D	1
	Euphorbiaceae sp.2	P	1
<b>Gramineae</b>	<i>Brachiaria plantaginea</i> (Link) Hitchc.*	-	1
	Gramineae sp.1	-	1

A bacia do rio Tibagi

continuação

	<i>Zea mays</i> L.*	P	1
<b>Lauraceae</b>	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng) Mez	P	1
	<i>Persea americana</i> Mill.*	N; E	1
<b>Leguminosae-Caesalpinioideae</b>	<i>Holocalix balansae</i> Mich.	-	1
<b>Malpighiaceae</b>	Malpighiaceae sp.1	D	1
<b>Melastomataceae</b>	<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	D	1
<b>Meliaceae</b>	<i>Melia azedarach</i> L.*	P	1
<b>Moraceae</b>	<i>Ficus</i> spp.	D	1
<b>Myrtaceae</b>	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	D; P	1
	<i>Psidium guajava</i> L.	D	1
<b>Phytolaccaceae</b>	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	-	1
<b>Piperaceae</b>	<i>Piper</i> sp.	-	1
<b>Sapotaceae</b>	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichl.) Engl.	D; P	1



## Morcegos da bacia do rio Tibagi

Nelio R. dos Reis, Adriano L. Peracchi e Isaac P. de Lima

**ABSTRACT** – (Bats of the Tibagi River Basin) Bats play an important role in Nature usually as pollinators and seed dispersal agents. The Tibagi River Basin contains about 39 of the 148 species of bats in Brazil. Almost 25% of the mammals in the world are bats, and they represent approximately 50% of the mammals identified in this region. This diversity can be maintained due to the remains of forests which offer a large variety of environments. However, the Tibagi River Basin has been suffering sudden and drastic alterations due to its cattle breeding potential, which has increased the destruction of such remaining forests. The studies were concentrated in three large conservation units (Mata dos Godoy State Park, 680 ha; Klabin Ecological Park, 11,116 ha; Irati National Forest, 3,571 ha) and two small forest fragments (Regina farm, approximately 5 ha; Arthur Thomas Municipal Park, 85,47 ha), besides an open area (Londrina State University Campus, 150 ha). At such sites, some rare bat species are slowly disappearing. The *Myotis ruber* and *Chiroderma doriae* are already threatened with extinction. The *Pygoderma bilabiatum*, *Myotis levis* and *Rogheessa tumida* are included as endangered species. The preservation of natural resources, both flora and fauna, is necessary in order to maintain such bat species as source of genetic data, for education and preservation purposes. Improvement of the interaction between community and Nature is also necessary in order to diminish the risk of extinction of such species.

Key words – Bats, Chiroptera, Tibagi River Basin.

### INTRODUÇÃO

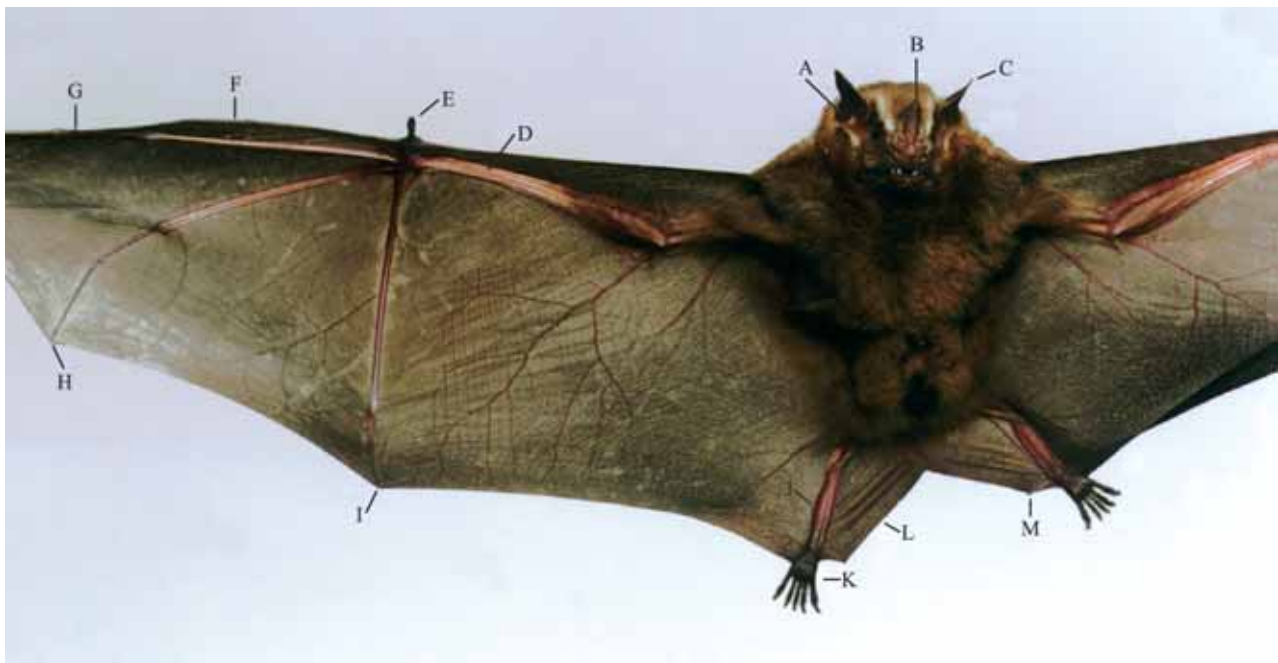
Os morcegos são mamíferos pertencentes à ordem Chiroptera — termo cuja raiz está nas palavras gregas *chiro* (mãos) e *ptera* (asas) — e, da mesma forma que os humanos, amamentam seus filhotes com leite e têm a temperatura do corpo regulada (homeotermos). Apresentam uma fina membrana de pele entre os dedos que se estende até as patas e se liga às laterais do corpo, formando as asas (fig. 1) — diferem dos pássaros, que têm suas penas suportadas por ossos. Os morcegos constituem o único grupo de mamíferos com vôo verdadeiro.

Quase 25% dos mamíferos do mundo são morcegos, distribuídos em 17 famílias, 177 gêneros e em mais de 900 espécies (Wilson & Reeder, 1993), sendo que 148 delas foram identificadas no Brasil. Em toda a região tropical encontramos uma fauna rica formada por esses animais. Eles representam 52% dos mamíferos da Costa Rica (Robinson, 1971), 46% da fauna de mamíferos no Panamá (Handley Jr., 1966) e, em Manaus, 52 espécies foram encontradas (Reis, 1981; Reis & Peracchi, 1987).

Uma de suas características mais notáveis é a capacidade de emitir sons de alta frequência, receber os ecos desses sons e interpretá-los. Esse recurso, chamado de *ecolocalção*, permite determinar o tamanho, a forma, a textura e a localização dos seres e objetos ao alcance do seu sistema de sonar. A maioria dos outros mamíferos só faz isso com a vista e, geralmente, de maneira bem mais limitada. Supõe-se que a ecolocalção tenha se desenvolvido há muito tempo, pois o morcego mais primitivo que se conhece é o *Icaronycteris index*, que existiu há 50 milhões de anos (Jones Jr. & Phillips, 1970).

Os morcegos são vistos por muitas pessoas como agentes de enfermidades ou como sugadores de sangue, mas, como regra geral, são animais asseados e, em mais de 900 espécies conhecidas no mundo, somente três são hematófagas.

No passado, uma extensa floresta cobria do sul de Minas Gerais até o Rio Grande do Sul, passando pelo estado de São Paulo, o norte do Paraná, o leste do Mato Grosso do Sul e alcançando o território paraguaio. Nessa floresta estacional semidecidual encontrava-se uma grande diversidade de plantas e animais. A floresta foi



**Figura 1.** Vista geral de um morcego da família Phyllostomidae (*Artibeus lituratus*). A - trago; B - folha nasal; C - orelha; D - antebraço; E - polegar; F - segundo dedo; G - terceiro dedo; H - quarto dedo; I - quinto dedo; J - tibia; K - pé; L - membrana interfemorais; M - calcâneo. (Foto: R.R. Rufino)

quase toda destruída e a fauna, conseqüentemente, drasticamente reduzida. Relativamente ao Paraná, atualmente existem grandes áreas de floresta somente no oeste do estado (Parque Nacional do Iguaçu) e na Serra do Mar. Além delas, restaram fragmentos, em geral pequenos, dispersos na paisagem.

A bacia do rio Tibagi abrange aproximadamente 25.000 km<sup>2</sup> (0,003% da área do Brasil) e encontra-se bastante alterada pela atividade antrópica. Conseqüentemente, a diversidade de sua fauna foi reduzida em razão das alterações ambientais.

Assim, tendo em vista a degradação ambiental que ocorre no estado do Paraná como um todo, e na bacia do rio Tibagi em particular, este capítulo tem como objetivo apresentar a fauna de morcegos dessa bacia, inclusive a urbana, e discutir alguns aspectos da biologia desses animais. Objetiva, também, avaliar se a destruição das florestas influencia na diminuição da diversidade de morcegos.

### ÁREAS DE ESTUDO

Os estudos sobre morcegos aqui apresentados tiveram início em 1982 e foram desenvolvidos nas unidades de conservação Floresta Nacional do Irati, Parque Ecológico da Klabin e Parque Estadual Mata dos Godoy; no Parque Municipal Arthur Thomas, na fazenda Regina, no campus da Universidade Estadual de Londrina (UEL) e no perímetro urbano da cidade de Londrina (fig. 2).

A Floresta Nacional do Irati ocupa uma área de 3.571 ha e está localizada na região do alto Tibagi, nas coordenadas geográficas 25°27'S e 50°35'W; tem

altitude média de 893 m e precipitação média anual de 1.442 mm. O clima da região é subtropical úmido, sem estação seca; a temperatura média em janeiro é 22°C, e a de julho, 10°C. A Floresta Nacional do Irati compõe-se de uma floresta natural de 1.659 ha, onde predominam *Araucaria angustifolia* (pinheiro-do-paraná) e *Ocotea porosa* (imbuia), e de uma área plantada de 1.273 ha, dos quais 776 ha com *Pinus elliotii* e 603 ha com *A. angustifolia*, além de pequenas ilhas de *Eucalyptus* sp.

O Parque Ecológico da Klabin, localizado no médio Tibagi, ocupa uma área de 11.116 ha, dos quais 7.883 são representados por floresta natural em estado primitivo, onde destacam-se *A. angustifolia* e *Aspidosperma polyneuron* (peroba-rosa). O parque faz parte da fazenda Monte Alegre (de propriedade da empresa Klabin S/A), cuja área total é de 126.373,10 ha, localizada nas coordenadas geográficas 24°12'S e 50°33'W, tendo altitude média de 885 m. O clima na região, segundo a classificação de Köppen (Trewartha & Horn, 1980), enquadra-se como subtropical, sendo a temperatura média de inverno 16,3°C, e a de verão, 23,2°C; a precipitação média anual é de 1.478 mm.

O Parque Estadual Mata dos Godoy conta com uma área de 680 ha e está localizado na região do baixo Tibagi, nas coordenadas geográficas 23°27'S e 51°15'W. Tem altitude média de 700 m, e o clima, segundo a classificação de Köppen (Trewartha & Horn, 1980), é subtropical úmido, com temperatura média de 16,6°C no mês mais frio e 23,8°C no mês mais quente. A precipitação média anual é de cerca de 1.610 mm. Cortado pelo Trópico de Capricórnio, o parque apresenta quase toda sua extensão coberta por floresta estacional semi-

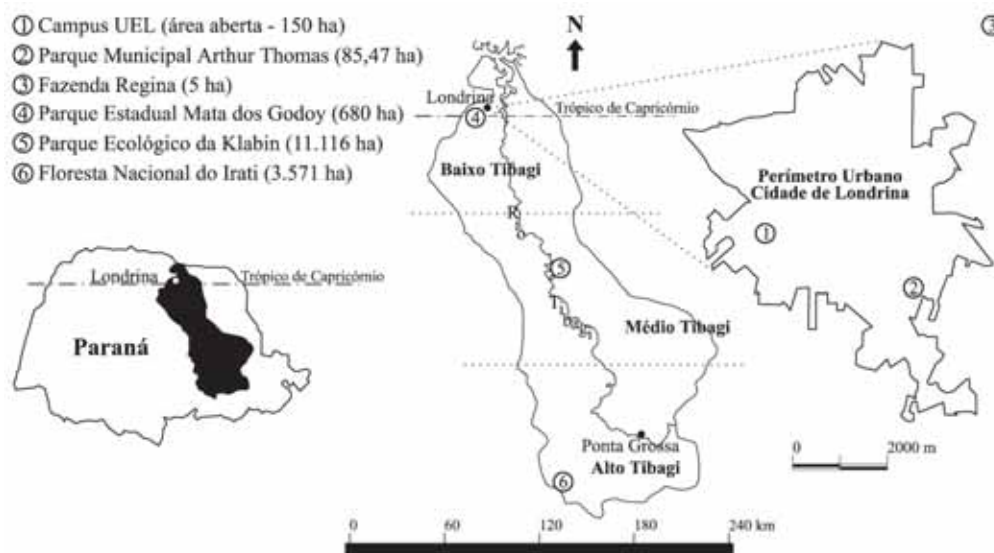


Figura 2. Localização dos fragmentos florestais e das unidades de conservação estudadas na bacia do rio Tibagi.

decidual, destacando-se *A. polyneuron* e *Ficus insipida* (figueira-branca) (Soares-Silva, 1990).

O Parque Municipal Arthur Thomas localiza-se dentro do perímetro urbano de Londrina. Conta com uma área de 85,47 ha (Ornelas, 1991; Muller & Reis, 1992) e é cortado ao meio pelo ribeirão Cambé. Sua maior extensão é coberta por floresta estacional semidecidual alterada, e abriga espécies como *A. polyneuron*, *Gallesia integrifolia* (pau-d' alho), *Cabranea canjerana* (canjarana), *Parapiptadenia rigida* (gurucaia) e *Euterpe edulis* (palmito).

A fazenda Regina, localizada a 15 km do município de Londrina, tem sua área dominada por pastagens e cultivos agrícolas. Possui uma reserva de floresta estacional semidecidual bem preservada, com aproximadamente 5 ha, abrigando espécies como *A. polyneuron*, *G. integrifolia*, *C. canjerana*, *P. rigida* e *E. edulis*.

O campus universitário está situado a oeste da cidade de Londrina, na margem da rodovia Celso Garcia Cid (km 379), numa área de 150 ha — incluído aí um horto florestal com aproximadamente 10 ha. A vegetação do campus é bastante heterogênea, sendo composta por plantas introduzidas, como *Spathodea campanulata* (bisanagueira; tulipeira) e *Caesalpinia peltophoroides* (sibipiruna); plantas ornamentais, como *Hibiscus* sp. (hibisco), *Hippeastrum* sp. e *Hemerocallis* sp. (espécies de lírio); árvores frutíferas, como *Psidium gajava* (goiaba), *Morus nigra* (amora), *Terminalia catappa* (sete-copas), *Syagrus romanzoffiana* (coquinho), *Artocarpus* sp. (jaca) e *E. edulis*; e plantas nativas, como as das famílias Moraceae, Piperaceae, Solanaceae e Cecropiaceae (Muller & Reis, 1992; Reis *et al.*, 1993b). Essa vegetação constitui uma composição que contribui para o fornecimento de alimento e abrigo a várias espécies de animais.

A área metropolitana de Londrina, no norte de Paraná (fig. 3), está localizada nas coordenadas geográficas

23°14' / 23°23' S e 51°05' / 51°14' W. O município ocupa uma área de 2.119 km<sup>2</sup> e encontra-se no terceiro planalto paranaense. Essa região tem altitude média de 700 m e clima subtropical úmido com chuvas em todas as estações, podendo ocorrer secas no inverno. A temperatura média máxima para o verão é 39°C e a temperatura média mínima para o inverno é 10,4°C; a pluviometria média é 1.615 mm, sendo os meses mais chuvosos os de dezembro e janeiro, e o de menor pluviosidade o de agosto (Ornelas, 1991).

### IMPORTÂNCIA BIOLÓGICA DOS MORCEGOS

Os morcegos desempenham um importante papel como controladores das populações de insetos. Estima-se que algumas espécies, como *Molossus ater*, comum nos forros de casas das cidades e das áreas rurais da bacia do rio Tibagi, possam comer quantidades correspondentes a uma vez e meia o seu peso em insetos em uma única noite (Goodwin & Greenhall, 1961). Como pesam em média 30 g, comeriam aproximadamente 45 g de insetos numa noite. Segundo Griffin *et al.* (1960), morcegos do gênero *Myotis* podem capturar até 500 insetos por hora (na bacia do Tibagi, esse é o gênero de morcego insetívoro mais comum, estando representado por três espécies). É importante ressaltar que muitos dos insetos capturados por morcegos são daninhos às lavouras ou podem transmitir doenças ao homem. Além disso, capturam coleópteros e isópteros (Yalden & Morris, 1975), que incluem espécies que podem ser prejudiciais ao homem, por atacarem construções de madeira.

O guano depositado pelos morcegos tem sido utilizado como fertilizante em várias regiões do mundo. Ainda, os morcegos são extremamente úteis ao homem servindo como material de pesquisa na medicina: em



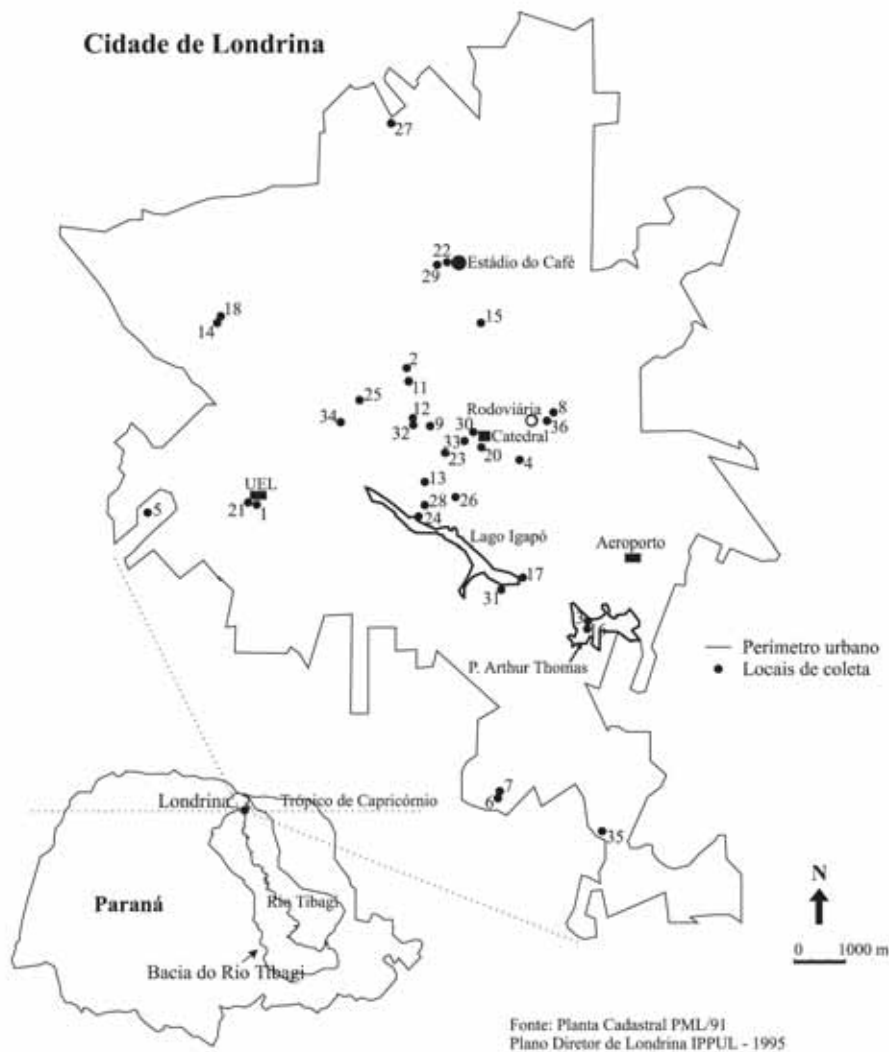


Figura 3. Pontos de coleta no perímetro urbano de Londrina.

estudos farmacológicos, no desenvolvimento de vacinas, em estudos epidemiológicos e de mecanismos de resistência à doenças (Yalden & Morris, 1975).

Suas asas, constituídas de tecidos transparentes (o que possibilita observar a circulação sanguínea), permitem estudos referentes ao tempo de eliminação de drogas e aos efeitos de inalação de fumaça.

O mecanismo de hipotermia de que se utilizam durante a hibernação, se estivesse melhor entendido pelo homem, poderia facilitar grandes cirurgias, pois o organismo, nessas ocasiões, é menos susceptível a danos e requer menos oxigênio.

Os morcegos servem, também, como recurso alimentar para algumas tribos indígenas no Brasil (Betz & Sazima, 1981), e é conhecido seu uso como petisco na África e na Ásia, onde acredita-se que é afrodisíaco.

Vogel (1969) estimou que pelo menos 500 espécies de plantas neotropicais, em 96 gêneros diferentes, são polinizadas por morcegos. Huber (1910), Pijl (1957) e Humphrey & Bonaccorso (1979) sugerem que 25% das árvores de florestas de algumas regiões são dispersas por eles.

### ESPÉCIES DE MORCEGOS DA BACIA DO RIO TIBAGI

Na bacia do rio Tibagi foram registradas, até o momento, 39 espécies de morcegos, pertencentes a quatro famílias. Na tabela 1 essas espécies estão relacionadas e, a seguir, apresenta-se alguns aspectos de sua biologia.

#### Família Noctilionidae

Os morcegos dessa família apresentam orelhas bem separadas, estreitas e pontudas; têm asas grandes e estreitas, membrana interfemoral grande e calcâneo muito comprido.

#### *Noctilio albiventris* Desmarest, 1818

Morcego que tem como características marcantes, orelhas compridas e estreitas, lábios leporinos, focinho parecido com o de um cão buldogue, cor amarelada variável e forte cheiro de almíscar. É de tamanho grande,

**Tabela 1.** Espécies de morcegos registradas até o momento na bacia do rio Tibagi.

Família	Espécie
<b>Noctilionidae</b>	<i>Noctilio albiventris</i> Desmarest, 1818 <i>Noctilio leporinus</i> (Linnaeus, 1758)
<b>Phyllostomidae</b>	
Phyllostominae	<i>Chrotopterus auritus</i> (Peters, 1856) <i>Micronycteris megalotis</i> (Gray, 1842) <i>Mimon bennettii</i> (Gray, 1838) <i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)
Glossophaginae	<i>Anoura caudifer</i> (E. Geoffroy, 1818) <i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)
Carollinae	<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)
Stenodermatinae	<i>Artibeus fimbriatus</i> Gray, 1838 <i>Artibeus jamaicensis</i> Leach, 1821 <i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818) <i>Chiroderma doriae</i> Thomas, 1891 <i>Chiroderma villosum</i> Peters, 1860 <i>Platyrrhinus lineatus</i> (E. Geoffroy, 1810) <i>Pygoderma bilabiatum</i> (Wagner, 1843) <i>Sturnira lilium</i> (E. Geoffroy, 1810) <i>Uroderma bilobatum</i> Peters, 1866 <i>Vampyressa pusilla</i> (Wagner, 1843)
Desmodontinae	<i>Desmodus rotundus</i> (E. Geoffroy, 1810) <i>Diaemus youngi</i> (Jentink, 1893) <i>Diphylla ecaudata</i> Spix, 1823
<b>Vespertilionidae</b>	
Vespertilioninae	<i>Eptesicus brasiliensis</i> (Desmarest, 1819) <i>Eptesicus diminutus</i> Osgood, 1915 <i>Eptesicus furinalis</i> (d'Orbigny, 1847) <i>Histiotus velatus</i> (I. Geoffroy, 1824) <i>Lasiurus borealis</i> (Muller, 1776) <i>Lasiurus ega</i> (Gervais, 1856) <i>Myotis levis</i> (I. Geoffroy, 1824) <i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821) <i>Myotis ruber</i> (E. Geoffroy, 1806) <i>Rogheessa tumida</i> H. Allen, 1866
<b>Molossidae</b>	<i>Eumops glaucinus</i> (Wagner, 1843) <i>Molossops abrasus</i> (Temminck, 1827) <i>Molossus ater</i> E. Geoffroy, 1805 <i>Molossus molossus</i> (Pallas, 1766) <i>Nyctinomops laticaudatus</i> (E. Geoffroy, 1805) <i>Nyctinomops macrotis</i> (Gray, 1840) <i>Tadarida brasiliensis</i> (I. Geoffroy, 1824)

com envergadura média de 41 cm e peso aproximado de 28 g.

É encontrado na bacia do rio Tibagi geralmente sobrevoando águas paradas; na Amazônia, é encontrado sobrevoando rios de águas movimentadas.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{1} c \frac{1}{1} pm \frac{1}{2} m \frac{3}{3} = 28$$

Sua dieta consiste principalmente de insetos que vivem na água ou arredores.

Sua distribuição geográfica se dá por todo o Brasil.

*Noctilio leporinus* (Linnaeus, 1758) (fig. 4)

Conhecido vulgarmente como morcego-pescador, é muito semelhante à espécie anterior, apresentando as mesmas características, a mesma coloração amarelada e o mesmo cheiro, mas seu tamanho é maior: tem

envergadura média de 64 cm e peso aproximado de 64 g.

É muito característico pelo excepcional desenvolvimento dos pés posteriores, que apresentam dedos alongados e unhas recurvas em forma de garras. Realiza vôos rasantes às coleções d'água e "varre" a superfície da água com as garras, capturando pequenos peixes e artrópodes, de que se alimenta.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{1} c \frac{1}{1} pm \frac{1}{2} m \frac{3}{3} = 28$$

É amplamente distribuído pelo território brasileiro.

Família Phyllostomidae

Os morcegos dessa família são caracterizados pela presença de um apêndice em forma de folha na extremidade superior do focinho.

Subfamília Phyllostominae

*Chrotopterus auritus* (Peters, 1856) (fig. 5)

Morcego muito característico por ter orelhas grandes, largas e ovaladas e apresentar cor parda-acinzentada-escura; é considerado um dos maiores da família, com envergadura de 57 cm e peso variando de 75 a 96 g.

As colônias encontradas na bacia do Tibagi tinham sempre menos de dez indivíduos e estavam localizadas, na maioria das vezes, em casas abandonadas ou tulhas na área rural, próximas de alguma mata.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{1} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{3} m \frac{3}{3} = 32$$

Apesar de serem encontradas cabeças de roedores embaixo de suas colônias, também se alimentam de pequenas aves, grandes insetos e frutos.

Apresentam ampla distribuição geográfica no Brasil, sendo encontrados da Amazônia ao Rio Grande do Sul.

*Micronycteris megalotis* (Gray, 1842)

Morcego pequeno, de orelhas grandes e arredondadas e membrana interfemoral bem desenvolvida, com cauda perfurando-a. Apresenta envergadura de aproximadamente 21 cm e peso variando de 3,5 a 9 g.

Em todos os lugares onde foi encontrado na região da bacia do Tibagi, estava em colônias de quatro a dez indivíduos, dentro de cavidades de troncos caídos, verificando-se esse comportamento também na Amazônia.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{2} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{3} m \frac{3}{3} = 34$$

Alimenta-se de uma variedade de insetos e frutos.

É distribuído geograficamente por todo o Brasil, com exceção do Rio Grande do Sul.

*Mimon bennettii* (Gray, 1838)

Morcego de orelhas grandes e pontudas, folha nasal muito comprida (seu comprimento é igual a duas vezes a sua largura), cauda curta toda contida em uma membrana interfemorral muito desenvolvida. Apresenta envergadura média de 37 cm e peso variando de 16 a 20 g.

É pouco coletado na região da bacia do Tibagi, sendo encontrado somente em matas ou nos arredores delas.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{1} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{2} m \frac{3}{3} = 30$$

Sua dieta constitui-se basicamente de frutos e insetos.

Sua distribuição geográfica se dá por toda a Mata Atlântica.

*Phyllostomus hastatus* (Pallas, 1767) (fig. 6)

Morcego de cabeça grande, focinho alongado, apêndice nasal com largura quase igual à altura; tem cauda curta envolvida pela membrana e colorido variável, mais comumente cinza muito escuro. Com envergadura de 60 cm e chegando a pesar 95 g, é um dos maiores morcegos da bacia do Tibagi.

Na região da bacia é coletado em matas, capoeiras e nos arredores das cidades.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{2} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{2} m \frac{3}{3} = 32$$

Sua dieta é constituída de uma variedade de insetos, pequenos vertebrados e partes de plantas, tais como frutos, pólen, néctar e flores.

Sua distribuição geográfica se dá em quase todo o Brasil (as exceções são os estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul).

Subfamília Glossophaginae

*Anoura caudifer* (E. Geoffroy, 1818) (fig. 7)

Morcego de cauda rudimentar, membrana interfemorral muito estreita, focinho muito alongado, orelhas pouco maiores do que a cabeça e língua muito comprida e extensível. Tem tamanho médio para pequeno, com aproximadamente 30 cm de envergadura e peso variando de 7 a 10 g.

É encontrado em matas e capoeiras, perto, preferencialmente, de árvores floridas.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{0} c \frac{1}{1} pm \frac{3}{3} m \frac{3}{3} = 32$$

Sua dieta é baseada em frutos, néctar, pólen e insetos.

Distribui-se por todo o Brasil, com exceção do Nordeste (Fabián *et al.*, 1999).

*Glossophaga soricina* (Pallas, 1766)

Morcego que apresenta membrana interfemorral bem desenvolvida munida de cauda curta, focinho bem alongado, língua muito comprida e extensível. Tem tamanho semelhante ao da espécie anterior, com envergadura média de 28 cm e peso aproximado de 10 g.

É encontrado perto de árvores floridas.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{2} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{3} m \frac{3}{3} = 34$$

Sua dieta constitui-se basicamente de insetos, frutos, pólen, néctar e partes florais.

Ocorre em todo o território brasileiro.

Subfamília Carolliinae

*Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758) (fig. 8)

Morcego de orelhas largas e bem separadas, menores que a cabeça; cauda curta contida na membrana e calcâneos do tamanho dos pés. Tem tamanho médio, com envergadura aproximada de 25 cm e peso variando de 10 a 23 g.

É o terceiro morcego frugívoro mais coletado na região da bacia, mas sua densidade diminui a cada ano devido à destruição de seu hábitat natural. Embora possa ser antropofílico, não fica longe da alimentação fornecida pelas matas e capoeiras, sem a qual não pode sobreviver. Na bacia do Tibagi é encontrado em colônias de dezenas de indivíduos em algumas tubulações fluviais localizadas próximas de fundos de vale; na Amazônia, é encontrado em aglomerados de até centenas de indivíduos.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{2} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{2} m \frac{3}{3} = 32$$

Alimenta-se de uma variedade de frutos, flores e insetos, mas tem preferência pelos frutos de piperáceas, das quais é o maior dispersor.

É encontrado em todo o Brasil. Segundo Fabián *et al.* (1999), é pouco abundante no Rio Grande do Sul.

Subfamília Stenodermatinae

*Artibeus fimbriatus* Gray, 1838 (fig. 9)

Morcego de tamanho um pouco acima da média, com focinho curto e largo, folha nasal curta e orelhas menores que a cabeça; apresenta membrana interfemorral com sulco. Na bacia do Tibagi apresenta cor parda-acizentada-escura, envergadura de até 49 cm e peso médio de 62 g; e são encontradas três espécies desse gênero que apresentam duas listras brancas longitudinais

e paralelas, que vão da base da folha nasal até a base posterior das orelhas.

Na bacia do Tibagi, é encontrado perto de figueiras.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{2} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{2} m \frac{2}{3} = 30$$

Sua dieta, na região, é baseada em frutos.

É encontrado em todo o território brasileiro.

*Artibeus jamaicensis* Leach, 1821

Morcego muito semelhante à espécie anterior, porém um pouco menor e com uma coloração mais para o marrom. Tem envergadura de até 48 cm e peso aproximado de 65 g.

Dentro desse gênero, é o morcego menos coletado em redes de espera, sendo que, algumas vezes, é encontrado repousando em folhas de palmeiras.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{2} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{2} m \frac{2}{2} = 28$$

Sua dieta, na bacia do Tibagi, é constituída por uma variedade de frutos, partes florais e, às vezes, folhas.

É encontrado em todo o Brasil, exceto no Rio Grande do Sul.

*Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) (fig. 10)

É o maior e mais comum morcego frugívoro da região. Tem orelhas menores que a cabeça, membrana interfemoral profundamente recortada até a altura de mais da metade da tíbia, colorido geral pardo-escuro e listras brancas faciais muito mais evidentes do que nas outras espécies do gênero.

Na bacia do Tibagi representa 80% das coletas em redes nas regiões de capoeira ou nos arredores das cidades. Chega a assustar pelo tamanho, que pode chegar a 52 cm de envergadura, podendo pesar até 70 g. Por causa de seus caninos proeminentes e fortes, geralmente é confundido com o morcego vampiro.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{2} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{2} m \frac{3}{3} = 32$$

Inclui na sua alimentação frutos, partes florais, folhas e insetos. Na região da bacia do Tibagi alimenta-se preferencialmente de frutos do gênero *Ficus*, mas também investe em *Cecropia*, *Solanum*, *Piperaceae*, *Syagrus* e *Terminalia*, sendo importante dispersor dessas espécies vegetais.

É encontrado em todo o território brasileiro.

*Chiroderma doriae* Thomas, 1891

Morcego de focinho muito curto, orelhas menores que a cabeça e mais compridas do que largas; tem duas listras brancas muito nítidas sobre os olhos, e pernas e

pés recobertos de pêlos. Possui envergadura média de 30 cm e peso aproximado de 30,5 g.

É de extrema importância ecológica por estar ameaçado de extinção, sendo raro seu aparecimento nas coletas.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{2} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{2} m \frac{2}{2} = 28$$

Foram encontrados somente restos de frutos no seu conteúdo estomacal.

É encontrado na região Sudeste e nos estados do Paraná e Mato Grosso do Sul.

*Chiroderma villosum* Peters, 1860

Morcego semelhante ao anterior, com tamanho pouco menor. Tem listras brancas não muito nítidas sobre os olhos, envergadura aproximada de 31 cm e peso de 16 g.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{2} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{2} m \frac{2}{2} = 28$$

É uma espécie frugívora encontrada predominantemente nas matas. Apesar de pouco coletada, é mais comum que a espécie anterior.

Ocorre no estado do Paraná, na região Sudeste e em toda a floresta amazônica.

*Platyrrhinus lineatus* (E. Geoffroy, 1810) (fig. 11)

Morcego de tamanho médio, assemelhando-se, no aspecto geral, a um pequeno *Artibeus*. Possui orelhas do tamanho da cabeça, quatro listras brancas na cabeça e uma listra branca, nítida, corre por seu dorso. Tem envergadura média de 33 cm e peso aproximado de 26 g.

Aparece muito em capoeiras, geralmente nos arredores dos pés de *Ficus*.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{2} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{2} m \frac{3}{3} = 32$$

Sua dieta constitui-se basicamente de frutos, predominantemente de *Ficus*.

É encontrado em todo o Brasil, exceto na Amazônia.

*Pygoderma bilabiatum* (Wagner, 1843)

Morcego de focinho muito curto e largo e colorido pardo. É facilmente reconhecido pelo tufo de pêlos brancos nos ombros.

Segundo Aguiar *et al.* (1998), essa espécie está presumivelmente ameaçada de extinção, constando na lista do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (Ibama) de 1989 (artigo 1º, sub-item 1.8).

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{2} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{2} m \frac{2}{2} = 28$$

Na bacia do Tibagi, é predominantemente frugívoro. É encontrado na metade sul do Brasil.

*Sturnira lilium* (E. Geoffroy, 1810) (fig. 12)

Morcego de tamanho médio, de orelhas muito menores que a cabeça. Tem folha nasal pequena, membrana interfemoral imperceptível e não apresenta cauda. Possui envergadura de 32 cm e peso de 23 g. O colorido varia do pardo-escuro ao pardo-acizentado; em algumas épocas do ano o macho apresenta tufos de pêlos avermelhados nos ombros.

A espécie é encontrada nas matas, sendo o segundo maior frugívoro das capoeiras da região.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{2} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{2} m \frac{3}{3} = 32$$

É predominantemente frugívoro, concentrando sua alimentação nas plantas do gênero *Solanum* em toda a bacia do Tibagi, o que coincide com dados de coletas em outras regiões.

Está presente em todo o território brasileiro.

*Uroderma bilobatum* Peters, 1866

Morcego que possui a membrana interfemoral, a tíbia e os pés quase inteiramente nus. Apresenta quatro listras brancas na cabeça e uma longitudinal, nas costas; o colorido geralmente é pardo-escuro. Tem envergadura de 30 cm e peso de 15 g.

É encontrado predominantemente nas matas primárias da bacia do Tibagi.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{2} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{2} m \frac{3}{3} = 32$$

A maior parte da sua alimentação é frugívora, mas também ingere insetos.

Distribui-se geograficamente na maior parte do Brasil (excetuam-se os estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul).

*Vampyressa pusilla* (Wagner, 1843) (fig. 13)

É uma das menores espécies da subfamília Stenodermatinae. Apresenta membrana interfemoral profundamente fendida e quatro listras brancas nítidas na cabeça. Tem envergadura de 24 cm e peso de 11 g.

Sua coleta, nas matas da bacia do Tibagi, se dá em redes de espera.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{2} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{2} m \frac{2}{2} = 28$$

Sua alimentação é predominantemente frugívora.

É encontrado do estado do Mato Grosso ao estado do Rio de Janeiro, descendo até o estado de Santa Catarina.

Subfamília Desmodontinae

*Desmodus rotundus* (E. Geoffroy, 1810) (fig. 14)

Morcego que apresenta membrana interfemoral muito reduzida, sem vestígio de cauda ou calcâneo, polegares compridos com três calosidades e unhas fortes; o focinho é muito curto e o apêndice nasal reduzido. O colorido geralmente é pardo-ferruginoso na parte superior do corpo e, na parte inferior, cinza-claro. Tem envergadura média de 39 cm e peso de 43 g.

É sempre encontrado, na região da bacia do Tibagi, em ocios de árvores e matas próximas a pastagens.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{1}{2} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{3} m \frac{0}{0} = 20$$

Profundas modificações nos seus dentes e sistema digestivo o tornam apto ao regime exclusivamente hematófago.

Ocorre em todo o território brasileiro.

*Diaemus youngi* (Jentink, 1893)

Morcego muito parecido com o anterior, diferindo apenas por apresentar o polegar curto e o colorido um pouco mais escuro. Tem envergadura aproximada de 37 cm e peso médio de 35 g.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{1}{2} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{3} m \frac{0}{0} = 20$$

Alimenta-se exclusivamente de sangue, preferencialmente de aves.

É encontrado em todo o Brasil, com exceção do Rio Grande do Sul.

*Diphylla ecaudata* Spix, 1823

Morcego semelhante às espécies anteriores, mas suas orelhas são mais curtas e mais arredondadas e os polegares mais curtos e sem calosidades. Seu colorido geralmente é pardo-avermelhado, mais escuro no dorso e mais claro ventralmente. É um pouco menor que o vampiro comum *D. rotundus*, apresentando envergadura aproximada de 35 cm e peso de 33 g.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{2} c \frac{1}{1} pm \frac{1}{2} m \frac{2}{2} = 26$$

Alimenta-se predominantemente de sangue de aves e de outros animais de sangue quente.

Apresenta distribuição geográfica no Paraná, nas regiões Centro-Oeste e Sudeste e na Bahia.

Família Vespertilionidae

Os morcegos dessa família apresentam cauda longa, praticamente envolvida pela membrana interfemoral.

Subfamília Vespertilioninae

*Eptesicus brasiliensis* (Desmarest, 1819)

É a maior espécie desse gênero encontrada na região da bacia do Tibagi. Possui orelhas de formato triangular, maiores que as das outras espécies do gênero (descritas a seguir), membranas das asas ligadas à base dos dedos, cauda comprida e totalmente envolvida pela membrana interfemoral, deixando somente a última vértebra livre. Apresenta colorido pardo-avermelhado no dorso e pardo-amarelado no ventre. Tem envergadura de 32 cm e peso de 9 g.

Foi coletado no Parque Ecológico da Klabin, no Parque Estadual Mata dos Godoy, nos fundos de vale da cidade de Londrina e, também, em uma colônia de aproximadamente 15 indivíduos localizada em um aparelho de ar condicionado, em residência na periferia de Londrina (perto do lago Igapó).

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{3} c \frac{1}{1} pm \frac{1}{2} m \frac{3}{3} = 32$$

Foram encontrados somente insetos nas suas fezes. Ocorre em todo o território brasileiro.

*Eptesicus diminutus* Osgood, 1915

Morcego semelhante à espécie anterior, porém de tamanho menor, com crânio mais delicado e tragos muito finos. Tem colorido pardo-claro, envergadura de 25 cm e peso de 8 g.

Coletado em redes de espera nas três regiões da bacia do Tibagi, sempre em matas e capoeiras, sendo que, desse gênero, é a espécie mais encontrada.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{3} c \frac{1}{1} pm \frac{1}{2} m \frac{3}{3} = 32$$

É exclusivamente insetívoro, alimentando-se de pequenos lepidópteros, isópteros e dípteros.

Sua distribuição geográfica se dá na faixa oriental do Brasil central e, também, do Espírito Santo até o Rio Grande do Sul.

*Eptesicus furinalis* (d'Orbigny, 1847)

Morcego de focinho alongado e orelhas largas, com tragos compridos e estreitos, asas ligadas à base dos dedos, cauda comprida contida na membrana interfemoral, ficando somente a última vértebra livre; os pés são pequenos. Tem envergadura de 26 cm e peso de 7 g.

É encontrado somente nos arredores de matas e capoeiras.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{3} c \frac{1}{1} pm \frac{1}{2} m \frac{3}{3} = 32$$

Sua alimentação constitui-se de insetos.

Ocorre em todo o território brasileiro.

*Histiotus velatus* (I. Geoffroy, 1824)

Morcego de orelhas muito compridas e largas, maiores que a cabeça; tragos compridos, asas ligadas à base dos dedos dos pés, membrana interfemoral muito larga e comprida, envolvendo quase completamente a longa cauda, deixando livres somente as duas últimas vértebras; calcâneos desenvolvidos. Apresenta coloração castanha-escura no dorso, mais clara no ventre. É de tamanho médio, com envergadura de 31 cm e peso de 11 g.

No médio Tibagi tem sido encontrado vivendo no forro das casas.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{3} c \frac{1}{1} pm \frac{1}{2} m \frac{3}{3} = 32$$

Alimenta-se exclusivamente de pequenos insetos.

É encontrado em grande parte do Centro-Oeste, no Sudeste e no Sul do Brasil.

*Lasiurus borealis* (Muller, 1776) (fig. 15)

Morcego de cabeça curta, focinho largo, orelhas curtas e arredondadas, corpo revestido de pêlos espessos desde o focinho até a extremidade da cauda; o colorido é pardo-avermelhado na parte dorsal e amarelado na parte ventral. Tem envergadura aproximada de 28 cm e peso médio de 8 g.

Morcego pouco coletado, normalmente encontrado perto de áreas metropolitanas pousado entre as folhas das árvores, em colônias pequenas, mas também é localizado em matas e capoeiras.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{1}{3} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{2} m \frac{3}{3} = 32$$

Sua alimentação é constituída de insetos.

Ocorre em todo o território brasileiro.

*Lasiurus ega* (Gervais, 1856) (fig. 16)

Morcego de cabeça curta, focinho largo, orelhas pequenas e arredondadas. Apresenta tragos curtos em forma de L reverso e membrana interfemoral muito comprida, revestida de pêlos cinza-claros; o colorido é pardo-amarelado, mais escuro nas partes superiores. Tem envergadura de 35 cm e peso de 13 g.

Normalmente encontrado, de dia, refugiado entre as folhas secas de palmeiras. Por causa de sua coloração, passa despercebido nesses refúgios.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{1}{3} c \frac{1}{1} pm \frac{1}{2} m \frac{3}{3} = 30$$

Todas as fezes examinadas continham insetos.

Ocorre em todo o território brasileiro.

*Myotis levis* (I. Geoffroy, 1824)

Morcego de tamanho pequeno, formas delicadas, focinho curto e fino, orelhas bem separadas e largas. Os polegares são grandes, com unhas fortes, e a membrana interfemorral é comprida e larga, envolvendo quase inteiramente a longa cauda. Tem envergadura de 25 cm e peso de 7 g. Na bacia do Tibagi, sua coloração é parda-acinzentada.

Freqüenta as matas e capoeiras da região da bacia.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{3} c \frac{1}{1} pm \frac{3}{3} m \frac{3}{3} = 38$$

Alimenta-se exclusivamente de insetos.

É encontrado apenas nas regiões Sudeste e Sul do Brasil.

*Myotis nigricans* (Schinz, 1821) (fig. 17)

Morcego considerado pequeno, com o alto da cabeça quase ao nível do focinho, que é curto e fino. As orelhas são pequenas e estreitas, os tragos vão até a metade da altura das orelhas e a membrana interfemorral é muito larga e comprida, excedendo os pés e envolvendo quase toda a cauda; os pés são pequenos e delicados. Apresenta colorido pardo-escuro, envergadura de 23 cm e peso de 3,5 g.

É o morcego insetívoro mais coletado na bacia do rio Tibagi, onde é encontrado em qualquer mata ou capoeira e em grutas de pedras, em grupos de seis a 20 indivíduos.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{3} c \frac{1}{1} pm \frac{3}{3} m \frac{3}{3} = 38$$

Sua alimentação consiste, na região da bacia do Tibagi, de dípteros, isópteros, lepidópteros e pequenos coleópteros.

Ocorre em todo o Brasil.

*Myotis ruber* (E. Geoffroy, 1806) (fig. 18)

Morcego considerado de extrema importância, por estar ameaçado de extinção. Como é encontrado nas matas da bacia do Tibagi, isso se torna um agravante a mais para se pensar quando se analisa os efeitos do processo de desmatamento que as matas dessa região vêm sofrendo. Possui coloração parda-castanha-avermelhada, com envergadura de aproximadamente 25 cm e peso de 4 g.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{2}{3} c \frac{1}{1} pm \frac{3}{3} m \frac{3}{3} = 38$$

Alimenta-se exclusivamente de insetos.

Sua distribuição geográfica acompanha a Mata Atlântica até o Espírito Santo e de São Paulo ao Rio Grande do Sul.

*Rogheessa tumida* H. Allen, 1866

Morcego reconhecido por ter uma coloração parda-escuro que contrasta com a base dos pêlos, que é clara; as orelhas e os tragos são bem escuros e as asas quase negras. Tem envergadura de aproximadamente 23 cm e peso de 4 g.

Raramente é encontrado nos capões de matas da bacia do Tibagi.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{1}{3} c \frac{1}{1} pm \frac{1}{2} m \frac{3}{3} = 30$$

Sua alimentação constitui-se de insetos.

É encontrado em todo o Brasil, com exceção dos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul.

Família Molossidae

Os morcegos dessa família apresentam cauda longa, envolvida pela membrana interfemorral somente na sua metade basal, ficando o restante livre.

*Eumops glaucinus* (Wagner, 1843)

Morcego de tamanho médio a grande. Tem orelhas largas com extremidades arredondadas, membranas das asas ligadas aos tornozelos e a parte inferior das asas completamente nua. A cor geralmente é parda-acinzentada, com as partes inferiores mais claras. Apresenta envergadura de aproximadamente 40 cm e peso de 30 g. Com estrato de vôo alto, quase nunca é coletado em redes.

Encontrado, na região de Londrina, em colônias de até 20 indivíduos, em juntas de dilatação de construções.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{1}{2} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{2} m \frac{3}{3} = 30$$

Sua alimentação consiste de insetos.

Ocorre em quase todo o Brasil.

*Molossops abrasus* (Temminck, 1827)

Morcego de orelhas pequenas e estreitas, menores que a cabeça, lábios espessos e lisos, pernas e pés curtos e robustos; a cauda é comprida e as membranas espessas. Tem envergadura de aproximadamente 32 cm e peso de 26 g.

É encontrado na área metropolitana das cidades da região da bacia do Tibagi e, como os outros molossídeos, voa acima da copa das árvores.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{1}{2} c \frac{1}{1} pm \frac{1}{2} m \frac{3}{3} = 28$$

Alimenta-se de insetos, que captura em vôo.

É encontrado em todo o Brasil, exceto na Mata Atlântica e no Rio Grande do Sul.

*Molossus ater* E. Geoffroy, 1805 (fig. 19)

Morcego de tamanho médio, com orelhas arredondadas e curtas, tragos curtos, focinho obtuso e largo, lábios sem dobras e salientes. Normalmente apresenta coloração parda-escura, um pouco mais clara na parte ventral. Tem envergadura aproximada de 36 cm e peso de 33 g.

Nas pesquisas realizadas na região da bacia do Tibagi, foi o morcego mais encontrado utilizando forros de residências como abrigo, com colônias formadas por dezenas de indivíduos.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{1}{1} c \frac{1}{1} pm \frac{1}{2} m \frac{3}{3} = 26$$

Alimenta-se exclusivamente de insetos.  
Ocorre em todo o território brasileiro.

*Molossus molossus* (Pallas, 1766) (fig. 20)

Morcego que apresenta as mesmas características da espécie anterior, porém é um pouco menor e mais claro, com envergadura aproximada de 28 cm e peso de 13 g.

O comportamento também é semelhante ao da espécie anterior, com a qual, geralmente, divide o mesmo abrigo, em número menor de indivíduos. A única diferença observada em sua atividade, em relação à espécie anterior, é o fato de sair do abrigo, em média, 15 minutos mais tarde.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{1}{1} c \frac{1}{1} pm \frac{1}{2} m \frac{3}{3} = 26$$

Sua dieta constitui-se exclusivamente de insetos.  
É encontrado em todo o território brasileiro.

*Nyctinomops laticaudatus* (E. Geoffroy, 1805)

Morcego de orelhas grandes, focinho alargado, com as narinas quase verticais separadas por uma verruga vertical. Apresenta os lábios superiores com dobras formando sulcos verticais e as membranas das asas ligadas aos tornozelos, quase inteiramente nuas; a coloração é parda-escura. Tem tamanho médio, com envergadura de 33 cm e peso de 12 g.

Os morcegos dessa espécie formam colônias de dezenas de indivíduos, preferencialmente na parte superior de árvores altas.

Na região do Tibagi, parece que a peroba (*Aspidosperma polyneuron*) é a árvore mais procurada por indivíduos dessa espécie.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{1}{2} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{2} m \frac{3}{3} = 30$$

Sua alimentação é baseada em insetos.  
É encontrado em todo o território brasileiro.

*Nyctinomops macrotis* (Gray, 1840) (fig. 21)

Morcego de orelhas grandes, quase tão longas quanto a cabeça, focinho curto, lábios superiores cheios de rugas, asas ligadas pouco acima dos tornozelos. A coloração é parda-avermelhada nas partes superiores e mais clara nas inferiores. Apresenta tamanho médio, com envergadura de 40 cm e peso de 25 g.

Três colônias desses morcegos foram localizadas em juntas de dilatação de prédios na cidade de Londrina, com grupos de até 50 indivíduos.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{1}{2} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{2} m \frac{3}{3} = 30$$

Sua alimentação constitui-se exclusivamente de insetos.

Apresenta distribuição geográfica por todo o território brasileiro.

*Tadarida brasiliensis* (I. Geoffroy, 1824)

Morcego de orelhas quase tão grandes quanto a cabeça e de extremidades arredondadas; tragos pequenos e quadrados. O focinho é largo, com sulco profundo entre as narinas; os lábios superiores são munidos de pregas verticais e as asas ligadas acima dos tornozelos. Apresenta colorido pardo-escuro, mais claro na parte ventral, e tamanho médio, com envergadura de 33 cm e peso de 33 g.

É provavelmente um dos molossídeos mais comuns na região da bacia do Tibagi, encontrado geralmente em frestas de pedras em colônias de centenas de indivíduos, e também em forros de residências, em colônias menores, nas cidades e na zona rural.

$$\text{Fórmula dentária: } i \frac{1}{3} c \frac{1}{1} pm \frac{2}{2} m \frac{3}{3} = 32$$

Sua alimentação constitui-se exclusivamente de insetos.

É encontrado nas regiões Sudeste e Sul do Brasil.

**IMPORTÂNCIA DAS ÁREAS FLORESTAIS DA BACIA DO RIO TIBAGI PARA OS MORCEGOS**

Tendo em vista avaliar se a destruição das florestas na região da bacia do rio Tibagi concorre para a diminuição da diversidade de morcegos aí existente, a partir de 1992 foram realizadas coletas periódicas em fragmentos florestais dessa bacia.

No baixo Tibagi foram realizadas coletas na mata da fazenda Regina, no Parque Municipal Arthur Thomas e no campus da UEL (fig. 2). O mesmo esforço de captura foi empregado em cada local, para que comparações pudessem ser feitas: para cada local de coleta totalizou-se 174 m<sup>2</sup> de redes e 24 horas de exposição, durante as diferentes estações, nos anos de 1992 a 1994.





**Figura 4.** *Noctilio leporinus*. (Foto: R.R. Rufino)



**Figura 8.** *Carollia perspicillata*. (Foto: R.R. Rufino)



**Figura 5.** *Chrotopterus auritus*. (Foto: R.R. Rufino)



**Figura 9.** *Artibeus fimbriatus*. (Foto: R.R. Rufino)



**Figura 6.** *Phyllostomus hastatus*. (Foto: R.R. Rufino)



**Figura 10.** *Artibeus lituratus*. (Foto: R.R. Rufino)



**Figura 7.** *Anoura caudifer*. (Foto: N.R. dos Reis)



**Figura 11.** *Platyrrhinus lineatus*. (Foto: R.R. Rufino)



Figura 12. *Sturnira lilium*. (Foto: R.R. Rufino)



Figura 16. *Lasiurus ega*. (Foto: R.R. Rufino)



Figura 13. *Vampyressa pusilla*. (Foto: R.R. Rufino)



Figura 17. *Myotis nigricans*. (Foto: V.J. Rocha)



Figura 14. *Desmodus rotundus*. (Foto: V.J. Rocha)



Figura 18. *Myotis ruber*. (Foto: V.J. Rocha)



Figura 15. *Lasiurus borealis*. (Foto: R.R. Rufino)



Figura 19. *Molossus ater*. (Foto: R.R. Rufino)



Figura 20. *Molossus molossus*. (Foto: R.R. Rufino)



Figura 21. *Nyctinomops macrotis*. (Foto: R.R. Rufino)

Também foram utilizados os mesmos esforços de captura nas coletas realizadas na Floresta Nacional do Irati, no Parque Ecológico da Klabin e no Parque Estadual Mata dos Godoy (fig. 2). Ressalte-se que o Parque Estadual Mata dos Godoy, por se localizar na região do baixo Tibagi, foi utilizado como parâmetro tanto para a análise dos resultados referentes aos fragmentos florestais do baixo Tibagi como para a análise dos resultados da bacia como um todo.

Em relação aos fragmentos florestais do baixo Tibagi, no Parque Estadual Mata dos Godoy foram coletados 108 indivíduos, envolvendo 14 espécies, enquanto que em áreas abertas, no mesmo período e com o mesmo esforço de captura, somente quatro espécies foram capturadas, em uma amostra de 185 indivíduos (tab. 2). Isso mostra a influência do desmatamento na eliminação de espécies. A menor diversidade registrada no Parque Municipal Arthur Thomas em relação à fazenda Regina (tab. 2) provavelmente é consequência do fato de o primeiro local ser um parque de recreação pública, com grande número de visitantes — o que altera a área de coleta —, ao passo que a fazenda Regina apresenta uma floresta intacta.

Como preconizado por Odum (1985), observou-se que, nas comunidades da bacia, uma pequena porcentagem de espécies de morcegos é geralmente dominante (grande número de indivíduos coletados) e uma grande porcentagem é representada por espécies pouco frequentes (pequeno número de indivíduos coletados). No período de coletas periódicas compreendido entre 1992 e 1994, das 39 espécies registradas para a bacia, 21 foram capturadas nos trabalhos de campo, sendo que três delas representaram, aproximadamente, 65,4% do total coletado (*Artibeus lituratus*, 35,8%; *Carollia perspicillata*, 18,2%; *Sturnira lilium*, 11,5%); as outras 18 espécies representaram apenas 34,5% (fig. 22), e delas, 16 são espécies pouco frequentes. Foram excluídas das conclusões espécies comuns e importantes da família Molossidae, porque esses morcegos não são facilmente coletados em rede, já que têm o hábito de voar acima da copa das árvores.

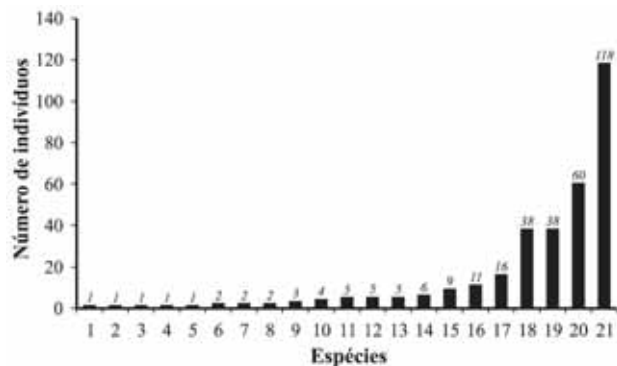


Figura 22. Espécies e número de indivíduos coletados com redes nas três unidades de conservação estudadas (Floresta Nacional do Irati, Parque Ecológico da Klabin e Parque Estadual Mata dos Godoy) no período de 1992 a 1994. 1 - *Lasiurus borealis*; 2 - *Eptesicus brasiliensis*; 3 - *Chiroderma doriae*; 4 - *Eptesicus furinalis*; 5 - *Diphylla ecaudata*; 6 - *Vampyressa pusilla*; 7 - *Mimon bennettii*; 8 - *Phyllostomus hastatus*; 9 - *Anoura caudifer*; 10 - *Histiotus velatus*; 11 - *Artibeus fimbriatus*; 12 - *Myotis ruber*; 13 - *Micronycteris megalotis*; 14 - *Artibeus jamaicensis*; 15 - *Eptesicus diminutus*; 16 - *Chrotopterus auritus*; 17 - *Desmodus rotundus*; 18 - *Myotis nigricans*; 19 - *Sturnira lilium*; 20 - *Carollia perspicillata*; 21 - *Artibeus lituratus*.

Nas áreas estudadas encontram-se espécies raras de morcegos que estão ameaçadas de extinção, caso de *Myotis ruber* e *Chiroderma doriae*, ou presumivelmente ameaçadas, caso de *Pygoderma bilabiatum*, *Myotis levis* e *Rogheessa tumida*. É importante salientar esses dados na esperança de proteger esses fragmentos florestais, destacando sua importância para a preservação adequada da fauna nativa da região da bacia.

Como este estudo foi realizado também em unidades maiores de conservação, era de se esperar que reservas

Tabela 2. Número de espécies e de indivíduos capturados em fragmentos perto de áreas urbanas na região de Londrina entre 1992 e 1994.

	PE Mata dos Godoy (680 ha)	PM Arthur Thomas (85,47 ha)	Fazenda Regina (aprox. 5 ha)	Campus universitário (área aberta - 150 ha)
Nº de espécies	14	8	11	4
Nº de indivíduos	108	122	88	185

maiores apresentassem maior riqueza, com áreas para preservar populações viáveis de espécies nativas de morcegos, sem risco de desaparecimento. Entretanto, isso não foi observado, pois a Floresta Nacional do Irati, de maior área, apresentou menor número de espécies (nove) que o Parque Estadual Mata dos Godoy (14). Lynch & Whigham (1984) sugerem que a melhor estratégia de preservação das espécies é não alterar a qualidade total do hábitat de procriação, sendo isso mais importante que enfatizar a extensão de cada reserva. De acordo com Zimmerman & Bierregaard Jr. (1986), uma unidade de conservação grande, sem bons criadouros, abrigaria um número menor de espécies do que uma pequena com fontes de água e outros recursos de subsistência. Contudo, uma reserva estreita, em forma de faixa, poderia até não abrigar espécies raras, pois o vento, a chuva, a vegetação invasora e o barulho — os chamados efeitos de borda (Lewin, 1984) — estariam fazendo com que as espécies mais sensíveis parassem de se reproduzir ou, mesmo, fazendo com que desaparecessem.

Vendo a bacia do Tibagi em toda sua extensão, é possível observar que ela sofreu e vem sofrendo alterações ambientais rápidas e significativas devido ao seu potencial agropecuário, o que demanda cada vez mais apropriações inadequadas de seus recursos naturais, ou seja, a fragmentação dos hábitats vem continuamente ocorrendo em decorrência do crescimento econômico. Conseqüentemente, aquelas espécies cujas necessidades são maiores correm o risco de desaparecer, pois nem todos os morcegos podem ser tratados da mesma forma, tendo em vista que, no Brasil, a ordem está representada por 148 espécies, cada uma com necessidades específicas.

#### HÁBITOS ALIMENTARES DOS MORCEGOS DA BACIA DO RIO TIBAGI

Sabe-se que o mais primitivo dos morcegos era insetívoro, mas os hábitos alimentares desses animais continuaram evoluindo de inúmeras maneiras, e eles mostram agora uma múltipla variedade de dietas: hematófaga, frugívora, insetívora, carnívora, piscívora e nectarívora. Na bacia do rio Tibagi existem representantes de todas essas dietas alimentares.

Mesmo sendo o insetívoro o regime alimentar mais primitivo, em todo o mundo, das mais de 900 espécies existentes, 70% comem insetos (Morton 1989). Das 39 espécies de morcegos já encontradas na bacia do Tibagi, 22 (56%) têm predominantemente esse regime alimentar, sendo que os insetos constituem-se, nessa região, num recurso abundante e muito nutritivo. Essas espécies predominantemente insetívoras distribuem-se pelas famílias Vespertilionidae (dez espécies), Molossidae (sete espécies), Phyllostomidae (quatro espécies) e Noctilionidae (uma espécie). Os Vespertilionidae e os

Molossidae possuem um sistema de colocação muito evoluído, sendo especializados em capturar insetos noturnos, na maioria das vezes durante o vôo, com a ajuda das asas e membranas. Insetos maiores, que produzem ruídos, podem ser capturados no chão (Linares 1986). A família Phyllostomidae é representada, na região, principalmente pelo grande *Phyllostomus hastatus*, que tem uma alimentação muito variada, pois come também grandes insetos, flores, frutos, pólen e néctar. Outro morcego encontrado é *Chrotopterus auritus*, que, embora sendo predominantemente carnívoro, também ingere insetos.

A frugivoria é o segundo hábito alimentar mais comum na bacia do rio Tibagi. Onze espécies (28%) apresentam esse hábito alimentar, todas concentradas na família Phyllostomidae, sendo dez da subfamília Stenodermatinae e uma da Carolliinae. Sabe-se que os morcegos frugívoros fazem uso do olfato e da visão para localizar seus frutos (Linares, 1986), e que os molares dos frugívoros apresentam cúspides visivelmente achatadas, para amassar a polpa do fruto, características muito nítidas nos frugívoros da bacia, com destaque para *Artibeus lituratus*.

*Chrotopterus auritus* é a única espécie predominantemente carnívora ocorrente na bacia do rio Tibagi, e esses morcegos são grandes quando comparados aos das outras espécies da região, podendo ter envergadura de até 57 cm. Alimentam-se preferencialmente de pequenos vertebrados, insetos e frutos. Nessa região, foram encontrados, nas suas fezes, pêlos, penas e, também, restos de coleópteros. Segundo Linares (1986), as aves com odores fortes são as mais procuradas por essa espécie, sugerindo que o odor tenha grande importância no processo de captura. Também foram observados pêlos nas fezes de *Phyllostomus hastatus*. Gardner (1977) mostra que essa espécie apresenta hábitos bem diversificados, incluindo, em sua dieta, insetos, frutos, flores, pólen e néctar — o que também é observado na bacia do Tibagi.

Dentro da cidade de Londrina, devido ao seu potencial hídrico, encontra-se o piscívoro *Noctilio leporinus*, principalmente nos arredores do lago Igapó. Essa espécie também foi capturada nos arredores da represa Capivara, na foz do rio Tibagi. Através da emissão de ultra-sons (Morton, 1989), ela detecta o peixe na superfície da água e, com suas grandes garras, captura-o, indo depois comer em lugar seguro.

As três espécies hematófagas são encontradas na bacia do rio Tibagi, sendo, a mais comum, *Desmodus rotundus*, encontrada em qualquer fazenda de gado da região. Foi verificada uma correlação positiva entre a preferência dessa espécie e a presença de áreas de pastagem. A espécie *Diaemus youngi* ocorre em baixa frequência na bacia do rio Tibagi, sendo que, desde 1982, quando começaram as pesquisas com morcegos no baixo Tibagi, foi coletado apenas um exemplar, na

fazenda Doralice. A espécie *Diphylla ecaudata* também ocorre em baixa frequência: nesse mesmo período, apenas um exemplar foi capturado.

Os morcegos de hábitos alimentares mais interessantes são, sem dúvida, os nectarívoros e os polinívoros, sendo que, na bacia do Tibagi, foram encontrados *Anoura caudifer* e *Glossophaga soricina*. São animais de língua longa e adaptada, como os beija-flores, que obtêm energia através da coleta de néctar. Os nectarívoros também se alimentam de pólen. Pelo odor das plantas visitadas, principalmente das flores e dos frutos maduros, presume-se que o olfato é muito usado na detecção de alimentos. A alta dependência que algumas plantas têm dos morcegos para sua reprodução demonstra que houve significativa coevolução ao longo do tempo.

### MORCEGOS URBANOS DA BACIA

Quando falamos de morcegos urbanos, referimo-nos àqueles que melhor se adaptaram a viver em zonas urbanas. Existem concepções de que os morcegos invadiram as cidades, mas o que provavelmente ocorreu foi a adaptação a um novo ambiente, devida, entre outros motivos, à destruição do seu hábitat.

Morcegos insetívoros que antes se abrigavam em ocos de árvores, nas matas, agora encontram, nas cidades, abrigo seguro em forros de residências e farta alimentação de insetos, que são atraídos pelas luzes. Frugívoros não-seletivos, com maior potencial adaptativo, passaram a se alimentar de árvores ornamentais e de árvores frutíferas de quintal. Essa mudança criou uma realidade onde homens e morcegos passaram a conviver de forma mais intensiva.

É importante ressaltar que Londrina destaca-se por ser a maior cidade da bacia, e local onde são realizadas coletas desde 1982 (Muller & Reis, 1992; Reis *et al.*, 1993a, 1993b; Reis & Muller, 1995). A fim de proporcionar forma gráfica a este trabalho, no período compreendido entre abril de 1998 e março de 1999 foram realizadas coletas mensais na região metropolitana dessa cidade.

Com o intenso processo de desmatamento do estado do Paraná, a floresta estacional semidecidual, que antes cobria quase todo o estado, hoje está restrita a pequenas ilhas verdes. Dessas, a de maior relevância junto à cidade de Londrina é o Parque Municipal Arthur Thomas (85,47 ha). Outras, de menor tamanho, estão representadas pelo horto florestal da UEL (aproximadamente 10 ha da área total do campus universitário, que compreende 150 ha), pela mata do ribeirão Cambezinho, por matas de galeria e de nascentes de cursos hídricos e, ainda, pelo bosque central de Londrina (praça Marechal Cândido Rondon), além de outras 170 praças.

Os fundos de vale encontram-se degradados em quase toda a sua extensão urbana, sem a presença de

mata ciliar, e, quando ela existe, é insuficiente para proteger os cursos hídricos e gerar alimento à fauna aquática. Alguns fundos de vale foram transformados em depósito de lixo residencial e de restos da construção civil, além de terem sido alterados por aterros e instalação de favelas.

Para as coletas realizadas nos locais de repouso diurno (abrigos), foram procurados o Corpo de Bombeiros e a Autarquia do Meio Ambiente da Prefeitura de Londrina, por terem aglutinação de dados fornecidos pela comunidade sobre colônias de morcegos. Outros locais com presença de morcegos foram informados por habitantes da cidade ao próprio Departamento de Biologia Animal e Vegetal da UEL ou por pessoas do convívio próximo.

Dezesseis espécies de quatro famílias foram coletadas (tab. 3), e os locais onde esses animais foram encontrados mostram sua relação com centros urbanos (fig. 3). Os mais coletados foram dois insetívoros (*Molossus ater*, com 214 indivíduos, e *Nyctinomops laticaudatus*, com 202) e um frugívoro (*Artibeus lituratus*, com 174 exemplares) (tabs. 3 e 4).

Para se abrigar nas cidades, os morcegos precisam encontrar, nelas, condições para realizar suas atividades básicas, como alimentação, reprodução e proteção. No que tange à alimentação, nada melhor do que a concentração de insetos atraídos pelas luzes. Tanto que os morcegos mais encontrados foram os insetívoros *M. ater* e *N. laticaudatus*, seguidos pelo frugívoro *A. lituratus* — que possui o maior poder de adaptação do Brasil, capaz de comer de quase todos os frutos disponíveis e até folhas (Zortéa & Chiarello, 1994).

### MORCEGOS E SAÚDE PÚBLICA

A relação morcego-doença é conhecida há várias décadas, sendo bastante estudadas as relações entre fungos patogênicos e morcegos. O crescimento saprofítico de *Histoplasma capsulatum*, o agente da histoplasmose, em solo contaminado por fezes de morcegos, foi descoberto em 1958 por Emmons (1958). Seguiram-se isolamentos desse mesmo fungo em fezes de morcegos nos Estados Unidos, no México, na Venezuela, no Peru, em Trinidad, na África e na Ásia (Ajello 1954; Campins *et al.*, 1956; Ajello, 1960; Klite & Young, 1965). Também foram feitos isolamentos de *H. capsulatum* em órgãos internos de morcegos no Texas, Alabama e Arizona (EUA), no Panamá, em El Salvador e na Colômbia (Shacklette *et al.*, 1962; Emmons *et al.*, 1965; Klite, 1965; Klite & Diercks 1965; Ajello *et al.*, 1967; Di Salvo *et al.*, 1969; Tesh & Marques, 1966). Até 1966, já havia sido isolado *H. capsulatum* em aproximadamente 20 espécies de morcegos (Tesh & Marques, 1966).

Outros fungos patogênicos foram citados como tendo sido isolados de morcegos, por exemplo, *Para-*

**Tabela 3.** Espécies coletadas no perímetro urbano de Londrina (PR) no período compreendido entre abril de 1998 e março de 1999. (Ainda foi coletada em perímetro urbano, fora deste período de coleta, *Tadarida brasiliensis*.)

Família/Espécies	Hábito alimentar	Quantidade	(%)
<b>Noctilionidae</b>			
<i>Noctilio leporinus</i> (Linnaeus, 1758)	piscívoro	8	1,01
<b>Phyllostomidae</b>			
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	frugívoro	25	3,14
<i>Artibeus fimbriatus</i> Gray, 1838	“	6	0,75
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	“	174	21,86
<i>Chiroderma villosum</i> Peters, 1860	“	1	0,13
<i>Platyrrhinus lineatus</i> (E. Geoffroy, 1810)	“	25	3,14
<i>Sturnira lilium</i> (E. Geoffroy, 1810)	“	5	0,63
<b>Vespertilionidae</b>			
<i>Eptesicus brasiliensis</i> (Desmarest, 1819)	insetívoro	26	3,27
<i>Eptesicus diminutus</i> Osgood, 1915	“	1	0,13
<i>Lasiurus borealis</i> (Muller, 1776)	“	2	0,25
<i>Lasiurus ega</i> (Gervais, 1856)	“	2	0,25
<b>Molossidae</b>			
<i>Eumops glaucinus</i> (Wagner, 1843)	insetívoro	20	2,51
<i>Molossus ater</i> E. Geoffroy, 1805	“	214	26,88
<i>Molossus molossus</i> (Pallas, 1766)	“	38	2,94
<i>Nyctinomops laticaudatus</i> (E. Geoffroy, 1805)	“	202	25,38
<i>Nyctinomops macrotis</i> (Gray, 1840)	“	47	5,90
Total		796	100

*coccidioides brasiliensis* (agente da paracoccidiomicose) e *Sporothrix schenckii* (agente da esporotricose), e ainda outros fungos responsáveis por algumas dermatites. Também se conhecem casos de dermatófitos associados com morcegos, como *Tricophyton mentagrophytes* (causador de tineas) (Lurie & Way 1957), *Microsporum gypseum* (um fungo geofílico) (Taylor *et al.*, 1962) e *M. canis* (agente comum da *Tinea capitis*) (Marinkelle & Grose 1966). Entretanto, no Rio Grande do Sul, Isquierdo & Estrella (1973) procuraram fungos em 450 morcegos de oito espécies diferentes, nada encontrando.

Quanto aos vírus, segundo o manual de manejo e controle de morcegos que Bredt *et al.* (1996) elaboraram, já foram associadas 32 viroses aos morcegos, sendo as mais importantes a encefalite venezuelana equina, causada por *Alfavírus*, a febre amarela, causada por *Flavivírus*, e a raiva, causada por vírus do gênero *Lyssavírus*. Com relação às bactérias, temos, associadas aos morcegos, a *Salmonella*, causadora da febre tifóide, a *Shigella*, causadora de algumas desenterias, a *Yersina*, causadora da peste bubônica, a *Leptospira*, causadora da leptospirose, e a *Brucella*, causadora da brucelose. Ainda temos os protozoários dos gêneros *Tripanosoma* (causadores da doença de Chagas), *Leishmania* (causadores da leishmaniose) e *Plasmodium* (causadores da malária), todos associados, tendo os morcegos como hospedeiros.

Mais especificamente quanto à raiva, sabe-se que é uma doença infecciosa causada por um vírus e que pode ser transmitida principalmente por macacos, cachorros, gatos e morcegos — e que a transmissão geralmente se dá através de mordidas. Essa doença, quando

não tratada a tempo, afeta o sistema nervoso central — alterando o comportamento dos infectados — e leva à morte. Assim, é importante que sejam tomados cuidados especiais para evitá-la.

É importante ressaltar que um morcego sadio não procura refúgio dentro de residências, pois esses animais evitam os seres humanos — e, além disso, os morcegos são guiados por seu sistema de sonar. Assim, foge ao comportamento natural desse animal entrar em casas e, se isso acontece, provavelmente ele está desorientado, o que pode ser indício de que está doente. Por isso, não se deve apanhar morcegos com as mãos e deve-se afastá-los de animais domésticos, prevenindo, assim, a transmissão da raiva, pois pode ser que estejam infectados (*todas* as espécies de morcegos podem transmitir a raiva). Se uma pessoa tiver contato com um morcego, deve procurar imediatamente um posto de saúde para que sejam tomadas as providências necessárias (se possível, deve capturar o morcego e levá-lo consigo). Caso um animal doméstico encontre um morcego, deve ser levado à Secretaria de Agricultura da cidade (ou órgão que lhe corresponda), porque somente profissionais treinados sabem agir com habilidade nessas circunstâncias. Quando o teto de uma residência for invadido por morcegos, nunca devem ser usados gatos para capturá-los, pois os gatos só vão conseguir pegar aqueles mais lentos e desorientados, que podem estar doentes e, conseqüentemente, transmitir doenças. A prática de entrar em telhados pouco arejados, onde pode haver fezes de morcegos, deve ser evitada, pois, como já foi visto, fungos patogênicos podem crescer nesse substrato.

**Tabela 4.** Espécies coletadas entre abril de 1998 e março de 1999 na região metropolitana de Londrina (PR). N = coleta noturna; A = coleta em abrigo com estimativa da colônia. Números de 1 a 36: locais de coleta (numeração por ordem cronológica de coleta): 1 = UEL; 2 = forro de prédio; 3 = tubulação fluvial no PM Arthur Thomas; 4 = forro de casa; 5 = chácara no ribeirão Cafezal; 6 = pedreira abandonada; 7 = fundo de vale; 8 = junta de dilatação entre prédios; 9 = apartamento no 9º andar; 10 = interior de uma churrasqueira; 11 = sacada de prédio; 12 = fundo de vale; 13 = fundo de vale; 14 = forro de prédio; 15 = junta de dilatação; 16 = tubulação fluvial no PM Arthur Thomas; 17 = fundo de vale; 18 = forro de vale; 19 = forro de casa/madeira; 20 = junta de dilatação; 21 = UEL; 22 = forro de prédio; 23 = toldo, em casa; 24 = margem do lago Igapó; 25 = fundo de vale; 26 = forro de casa; 27 = forro de casa; 28 = quintal de casa; 29 = forro de casa; 30 = bosque no centro de Londrina; 31 = casa (colônia em aparelho de ar condicionado); 32 = fundo de vale; 33 = junta de dilatação entre prédios; 34 = forro de casa; 35 = forro de casa; 36 = fundo de vale. Os números após o nome das espécies indicam o número de indivíduos capturados por local de coleta.

Espécies	Meses												Total																							
	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar																								
<i>Artibeus fimbriatus</i>	1	1	1	1	1								1	6																						
<i>Artibeus lituratus</i>	34	9	7	20	37	12	7	4	7	11			26	174																						
<i>Carollia perspicillata</i>	7				18									25																						
<i>Chiroderma villosum</i>			1											1																						
<i>Eptesicus brasiliensis</i>		3			4				2	14	3			26																						
<i>Eptesicus diminutus</i>								1						1																						
<i>Eumops glaucinus</i>					20									20																						
<i>Lasiurus borealis</i>										1				1																						
<i>Lasiurus ega</i>			1											1																						
<i>Molossus ater</i>	16	19			50	40	18	18		25	30	16		214																						
<i>Molossus molossus</i>						15			15	8				38																						
<i>Noctilio leporinus</i>							8							8																						
<i>Nyctinomops laticaudatus</i>		200	1	1										202																						
<i>Nyctinomops macrotis</i>			15	1		30							1	47																						
<i>Platyrrhinus lineatus</i>	1			1	1			1		6			15	25																						
<i>Sturnira lilium</i>	1	2	1										1	5																						
Total	37	16	7	19	15200	10	15	1	1	1	23	39	50	20	18	16	40	15	30	7	18	1	12	10	15	8	1	25	17	14	4	30	1	16	44	796

O fato de o homem destruir matas e capoeiras localizadas ao redor das cidades, lugares onde os morcegos naturalmente vivem e se reproduzem, faz com que esses animais procurem as zonas urbanas para sobreviver. Algumas espécies se adaptam e acabam optando por viver nas cidades.

Existe a concepção de que, na região da bacia do Tibagi, os morcegos invadiram as cidades. Na verdade, o que aconteceu é que os homens invadiram os habitats desses animais, o que fez com que aproximadamente 40 espécies de morcegos, que moravam na floresta, ficassem restritas aos fragmentos florestais restantes. Aquelas espécies de maior potencial adaptativo, aproximadamente nove, predominantemente os insetívoros *M. nigricans*, *E. glaucinus*, *M. ater*, *M. molossus*, *N. laticaudatus* e *T. brasiliensis*, e alguns frugívoros como *C. perspicillata*, *A. lituratus* e *S. lilium*, se adaptaram bem e permaneceram nos ambientes urbanos.

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

A diversidade de habitats e a ocupação humana dentro da bacia do rio Tibagi proporcionam aspectos e situações que provocam diferentes considerações sobre as condições de sobrevivência das espécies de morcegos aí existentes, tendo em vista que, nessa área, duas espécies encontram-se ameaçadas e três presumivelmente ameaçadas. Ressalte-se que as conclusões sempre tomam por base os estudos realizados nos fragmentos florestais do baixo Tibagi e nas unidades maiores de conservação da bacia, já mencionadas e apontadas na figura 2.

A ocorrência de espécies raras e de espécies comuns se dá, segundo Pianka (1982), pelo ajuste entre os organismos, no caso entre as espécies de morcegos e o ambiente. A adaptação ou não das espécies ocorre em várias dimensões, onde os morcegos, como as outras espécies, devem se encaixar nos moldes do ambiente, ou seja, à temperatura, à umidade, aos competidores, aos predadores e, acima de tudo, à ação antrópica, encontrando uma situação que esteja de acordo com seus limites para que possam sobreviver com populações viáveis geneticamente.

As 16 espécies pouco frequentes na bacia do rio Tibagi são espécies que só se acomodariam nos ambientes mais estáveis e não tolerariam mudanças bruscas, ou seja, alterações rápidas no ambiente poderiam inclusive ameaçar sua sobrevivência, como é o caso de *Myotis ruber* e *Chiroderma doriae*, espécies ameaçadas de extinção, e, também, de *Pygoderma bilabiatum*, *M. levis* e *Rogheessa tumida*, presumivelmente ameaçadas em toda a área da bacia do rio Tibagi.

Nenhum organismo está perfeitamente adaptado ao seu ambiente (Fisher, 1930), mas considera-se que as cinco espécies mais frequentes na bacia, *D. rotundus*, *M. nigricans*, *S. lilium*, *C. perspicillata* e *A. lituratus*,

seguramente estão melhor adaptadas e são mais tolerantes às alterações. Bem diferente é a situação das espécies pouco capturadas, que teriam limites de tolerância mais estreitos, mas que certamente também são importantes para o equilíbrio do ecossistema onde vivem.

O grande risco acontece nas alterações ambientais, pois as espécies mais sensíveis ficam mais fragilizadas e aquelas com alto potencial adaptativo, como *Artibeus lituratus*, altamente agressiva, invadem o espaço das espécies sensíveis. Com isso, a riqueza total de espécies diminui e a biota fica mais pobre e homogeneizada, uma vez que espécies comuns ocupam os espaços daquelas que se vão.

Para maior compreensão, sabe-se que fatores de natureza física ou biológica predispõem à diminuição da diversidade (Reis & Muller, 1995). No caso da bacia do Tibagi, na Floresta Nacional do Irati, que conta com 3.571 ha, mas com área reflorestada de 1.273 ha com *Pinus elliotii*, *P. taeda*, *Araucaria angustifolia* e *Eucalyptus* sp. (Ibama, 1993), foram coletadas apenas nove espécies, cinco delas consideradas espécies pouco frequentes e/ou raras. No Parque Estadual Mata dos Godoy, que conta com uma área de 680 ha, porém constituída de uma floresta tropical intocada, observa-se, no mesmo período de coletas, 14 espécies, sendo dez delas consideradas raras. Uma floresta tropical com grande número de espécies favorece numerosos nichos (Odum, 1985) e, conseqüentemente, apresenta uma diversidade elevada (Taddei & Pedro, 1998).

As unidades de conservação ambiental protegem valores ambientais representativos, por isso asseguram o bem-estar das comunidades animais e vegetais, melhorando as condições do ambiente na região onde estão localizadas. Também asseguram os valores naturais que justificam sua manutenção, devendo-se preservá-las para que se mantenha a flora e a fauna como bancos genéticos e centro de educação e pesquisa, visando otimizar a interação entre comunidade e natureza, diminuindo, assim, o risco de extinguir espécies.

### Referências Bibliográficas

- Aguiar, L.M.S.; Machado, R.B.; Zortéa, M.; Mendes, S.L. & Rylands, A.B. 1998. Working with the IUCN red list categories: the experience of the workshop on the conservation of brazilian bats. Bol. Mus. Biol. Mello Leitão, nova sér., 9:3-11
- Ajello, L. 1954. Ocorrência de *Histoplasma capsulatum* and other human pathogenic molds in panamaian soil. Am. J. Trop. Med. Hyg., 3(5):897-904.
- Ajello, L. 1960. *Histoplasma capsulatum* soil studies. Mykosen, 3:43-48.
- Ajello, L.; Hosty, S.T. & Palmer, J. 1967. Bats histoplasmosis in Alabama. Am. J. Trop. Med. Hyg., 16(3):329-331.
- Betz, E.Z.F. & Sazima, I. 1981. Morcegos na alimentação dos nambiquaras. In: Resumos da Reunião da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, 33. p.493.
- Bredt, A.I.; Araújo, F.A.A.; Caetano-Júnior, J.; Rodrigues, M.G.R.; Yoshizawa, M.; Silva, M.M.S.; Harmani, N.M.S.;



- Massunaga, P.N.T.; Bürer, S.P.; Potro, V.A.R. & Uieda, W. 1996. Morcegos em áreas urbanas e rurais: manual de manejo e controle. Fundação Nacional de Saúde/Ministério da Saúde, Brasília.
- Campins, H.; Zubillaga, C.Z.; Lopez, L.G. & Dorante, M. 1956. An epidemic of histoplasmosis in Venezuela. *Am. J. Trop. Med. Hyg.*, 5(4):690-695.
- Di Salvo, A.F.; Ajello, L.; Palmer, J.L. & Winkler, W.G. 1969. Isolation of *Histoplasma capsulatum* from Arizona bats. *Amer. J. Epidemiology*, 89(5):606-613.
- Emmons, C.W. 1958. Association of bats with histoplasmosis. *Public. Health Reports*, 73(7):590-595.
- Emmons, C.W.; Klite, P.D.; Baer, G.M. & Hill Jr., W.B. 1965. Isolation of *Histoplasma capsulatum* from bats in the United States. *Amer. J. Epidemiology*, 84(1):103-109.
- Fabián, M.E.; Rui, A.M. & Oliveira, K.P. 1999. Distribuição geográfica de morcegos Phyllostomidae (Mammalia: Chiroptera) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, sér. Zool.*, 87:143-156.
- Fisher, R.A. 1930. The genetical theory of natural selection. Clarendon Press, Oxford.
- Gardner, A.L. 1977. Feeding habitats. In: *Biology of bats of the new world family Phyllostomatidae. Part I.* R.J. Baker; J.K. Jones Jr. & D. Carter (eds.). *Spec. Pub. Mus. Texas Tech. University*. pp.293-350.
- Goodwin, G.G. & Greenhall, A.M. 1961. A review of the bats of Trinidad and Tobago. *Bulletin of the Am. Museum of Natural History*, 122(3):187-302.
- Griffin, D.R.; Webster, F.A. & Michael, C.R. 1960. The echolocation of flying insects by bats. *Animal Behavior*, 8(1):41-54.
- Handley Jr., C.O. 1966. Check list of the mammals of Panama. In: *Ectoparasites of Panama.* R.L. Wenzel & V.J. Tipton (eds.). *Field Museum Nat. Hist., Chicago*. pp.753-795.
- Huber, J. 1910. Matas e madeiras amazônicas. *Bol. Mus. Par. Emílio Goeldi*, 6:91-225.
- Humphrey, S.R. & Bonaccorso, F.J. 1979. Population and community ecology. In: *Biology of bats of the new world family Phyllostomidae.* R.J. Baker; J.K. Jones Jr. & D.C. Carter (eds.). *Lubbock. Texas Tech.* 16:409-441.
- Ibama-Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 1993. *Floresta Nacional de Irati.* Ibama, Curitiba.
- Isquierdo, J.M.N. & Estrella, V.M.A. 1973. *Paracoccidioides brasiliensis* (fungi imperfect) em morcegos no Rio Grande do Sul. *Iheringia, (Botânica)*, 17:80-85.
- Jones Jr., J.K. & Phillips, C.J. 1970. Comments on systematics and zoogeography of bats in the lesser antilles. *Studies on the fauna of Curaçao and other caribbean islands.* *Utricht*, 25:131-145.
- Klite, P.D. 1965. Isolation of *Histoplasma capsulatum* from bats of the Salvador. *Amer. J. Trop. Med. Hyg.*, 14(5):787-788.
- Klite, P.D. & Diercks, F.H. 1965. *Histoplasma capsulatum* in fecal contents and organs of bats in the canal zone. *Am. J. Trop. Med. Hyg.*, 14(3):433-439.
- Klite, P.D. & Young, R.V. 1965. Bats and histoplasmosis a clinico-epidemiologic study of two human cases. *Ann. Int. Med.*, 62(6):1263-1271.
- Lewin, R. 1984. Parks: how big is enough? *Science*, 225:611-612.
- Linares, O.J. 1986. Murcielagos de Venezuela. *Cuadernos Logoven, Caracas*.
- Lurie, H. & Way, M. 1957. The isolation of dermatophytes from the atmosphere of caves. *Mycologia*, 49(2):178-180.
- Lynch, J.F. & Whigham, D.F. 1984. Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. *Biol. Conserv.*, 28:287-324.
- Marinkelle, C. & Grose, E. 1966. Importancia de los murcielagos para la salud publica, com especial referencia a las micosis zoonoticas. *Mem. Cie. Orig.*, 16(3):179-193.
- Morton, P.A. 1989. Murcielagos tropicales americanos. *El Fondo Mundial para la Naturaleza, Texas, USA*.
- Muller, M.F. & Reis, N.R. dos. 1992. Partição de recursos alimentares entre quatro espécies de morcegos frugívoros (Chiroptera, Phyllostomidae). *Revta bras. Zool.*, 9 (3/4):345-355.
- Odum, E.P. 1985. *Ecologia.* Interamericana, Rio de Janeiro.
- Ornelas, M.E. 1991. Degradação ambiental em áreas de preservação do Parque Arthur Thomas, Londrina- PR. *Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR*.
- Pianka, E.R. 1982. *Ecologia evolutiva.* Omega, Barcelona.
- Pijl, V.D.L. 1957. The dispersal of plants by bats (Chiropterocory). *Acta Bot. Neerl.*, 6:291-315.
- Reis, N.R. dos. 1981. Estudos ecológicos dos quirópteros de matas primárias e capoeiras da região de Manaus, Amazonas. *Tese de Doutorado, Universidade do Amazonas, Manaus, AM*.
- Reis, N.R. dos & Muller, M.F. 1995. Bat diversity of forest and open areas in a subtropical region of south Brazil. *Ecologia Austral*, 5:31-36.
- Reis, N.R. dos & Peracchi, A.L. 1987. Chirópteros da região de Manaus, Amazonas, Brasil (Mammalia, Chiroptera). *Bol. Mus. Par. Emílio Goeldi, sér. Zool.*, 3(2):161-182.
- Reis, N.R. dos; Muller, M.F.; Soares, E.S. & Peracchi, A.L. 1993a. Lista e chave de quirópteros do Parque Estadual Mata dos Godoy e arredores. *Londrina-PR. Semina, Ci. Biol./Saúde*, 4(2):120-126.
- Reis, N.R. dos; Peracchi, A.L. & Onuki, M.K. 1993b. Quirópteros de Londrina, Paraná, Brasil (Mammalia, Chiroptera). *Revta bras. Zool.*, 10(3):371-381.
- Robinson, D. 1971. Costa Rica mammals. In: *Handbook for tropical biology in Costa Rica.* C.E. Schenell, Organization for Tropical Studies, San José. pp.1-6
- Shacklette, M.H.; Diercks, F.H. & Gale, M.B. 1962. *Histoplasma capsulatum* reconered from bat tissues. *Science*, 135(3509):1135.
- Soares-Silva, L.H.S. 1990. *Fitossociologia arbórea da porção norte do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina-PR.* *Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR*.
- Taddei, V.A. & Pedro, W.A. 1998. Morcegos (Chiroptera, Mammalia) do Vale do Ribeira, estado de São Paulo: diversidade de espécies. In: *Anais do 8º Seminário Regional de Ecologia (Rio Claro, SP)*. pp.835-836.
- Taylor, R.L.; Shacklette, M.H. & Kelley, H.B. 1962. Isolation of *Histoplasma capsulatum* and *Microsporium gypseum* from soil and bats guano in Panama and canal zone. *Am. J. Trop. Med. Hyg.*, 11(6):790-795.
- Tesh, R.B. & Marques, R.J. 1966. Histoplasmin sensitivity in Brazil. *Am. J. Trop. Med. Hyg.*, 15(3):359-363.
- Trewartha, G.T. & Horn, L.H. 1980. *An introduction to climate.* McGraw-Hill, New York.
- Vogel, S. 1969. Chiropterofilie in der neotropischen flora. *Neue mitteilugen III. Flora Abt. B.*, 158:289-323.
- Wilson, D.E. & Reeder, D.M. 1993. *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference.* 2<sup>nd</sup> ed. *Smiths. Inst. Press, Washington*.
- Yalden, D.W. & Morris, P.A. 1975. *The lives of bats.* Red Wood Burn, London.
- Zimmerman, B.A. & Bierregaard Jr., R.O. 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. *Jour. Biogeogr.*, 13:133-143.
- Zortea, M. & Chiarello, A.G. 1994. Observations on the big fruit-eating bat, *Artibeus lituratus* in an urban reserve of south east Brazil. *Mammalia*, 58(4):665-670.

## A avifauna da bacia do rio Tibagi

Luiz dos Anjos

**ABSTRACT** – (Bird fauna in the Tibagi River Basin) Four hundred and eighty two bird species have been recorded in the Tibagi River Basin. These species were found in several habitats such as forest, forest edge, scrub, grassland, wetland, marshland, savanna, lakes and rivers. The variety of habitats in the study area, which is located in a subtropical zone, explains the high wealth of bird species. The biogeographical analyses of the Tibagi avifauna pointed to a strong relation to the Atlantic region although there are also influences from Amazonia and the southern Andes. The composition of the forest bird communities modifies according to the gradient between seasonal semi-deciduous forest (north) and temperate rain forest (south). The supposed more constant fruit availability throughout the year in the warmer north permits a higher abundance of frugivores/herbivores; large frugivores/herbivores seem to be partly replaced by small insectivores in the cooler south. Forest fragmentation is an important force for species extinction in the basin; isolation of forest fragments seems more important than the fragment size for bird number. Several endangered bird species were identified in some localities such as Mata dos Godoy State Park (Londrina), Klabin Ecological Park (Telêmaco Borba) and Tarumã Natural Reserve (Palmeira), which demonstrates their importance as conservation areas in the Tibagi River Basin. A management plan is urgent for certain endangered species, especially those living in aquatic habitats. Decreasing water pollution, reconstruction of forest corridors and monitoring of forest bird populations are strongly recommended.

Key words – Biogeography, bird wealth, effects of forest fragmentation, southern Brazil, threatened bird species, Tibagi River Basin.

### INTRODUÇÃO

Ecossistemas neotropicais exibem a maior biodiversidade de aves do mundo, com um impressionante número de espécies registradas em um único local, especialmente em florestas úmidas (Haffer, 1990). Uma única árvore, através dos seus ciclos de floração e frutificação, oferece recursos alimentares para um grande número de espécies de aves em diferentes períodos do ano (Hallé, 1990). Um total de 2.820 espécies de aves terrestres vivem em florestas úmidas neotropicais, 1.093 das quais são endêmicas desses habitats; somente 1.017 espécies exploram habitats não-florestais nesta região zoogeográfica (Stotz *et al.*, 1996).

Razões para tal biodiversidade têm sido buscadas nos centros de evolução que existiram durante as variações do ciclo climático ocorridas no Pleistoceno (Haffer, 1969, 1985, 1990; Vuilleumier, 1969, 1991; Terborgh, 1985; Ricklefs, 1987; Vuilleumier & Simberloff, 1980). Na América do Sul houve maior número de centros evolutivos que nas outras regiões zoogeográficas, e isso teria favorecido os processos de especiação. Esses centros evolutivos, que envolvem não somente o ecos-

sistema florestal, podem ser agrupados dentro de regiões, reconhecendo-se, especialmente, o amazônico, o andino, o atlântico, o paranaense, o de áreas abertas (englobando chaco, cerrado e caatinga) e o patagônico (Cracraft, 1985).

A maior parte da bacia hidrográfica do rio Tibagi, como foi apresentado em capítulos anteriores deste livro, está localizada em uma região de transição, denominada subtropical. O clima mais ameno (temperaturas mais altas ao longo do ano) está caracteristicamente relacionado à porção norte da bacia, enquanto que o clima mais frio está associado à região sul. Essas diferenças climáticas, aliadas às diferenças de altitude entre a nascente e a foz do rio Tibagi, acentuam a ocorrência de uma grande variedade de ambientes explorados pelas aves, como a floresta, a borda da floresta, a capoeira, o campo seco, o campo úmido, o banhado e o cerrado, além dos ambientes aquáticos, como rios e lagos. Existem dois tipos de floresta na bacia do rio Tibagi: floresta estacional semidecidual e floresta ombrófila mista. Essas florestas se diferenciam notavelmente pela composição vegetal, como foi apresentado nos capítulos 7 e 8 deste livro.

Com base nas diferenças climáticas e de altitude do rio, três regiões são geralmente reconhecidas na bacia do Tibagi, e foram adotadas neste capítulo, embora sua delimitação não seja muito precisa: alto Tibagi (aproximadamente entre 25°30'S e 25°0'S); médio Tibagi (aproximadamente entre 25°0'S e 24°0'S); e baixo Tibagi (aproximadamente entre 24°0'S e 23°15'S). As cidades de Ponta Grossa (região do alto Tibagi), Telêmaco Borba (médio Tibagi) e Londrina (baixo Tibagi) são as mais importantes dessas três regiões.

Em função da posição geográfica e da rica variedade de ambientes dentro de um eixo norte-sul, mostra-se bastante interessante analisar a avifauna dessa bacia hidrográfica, bem como seu estado de conservação.

### NÚMERO E COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES

Um total de 482 espécies de aves, distribuídas em 60 famílias, foi registrado na bacia do rio Tibagi, dentre as cerca de 700 que ocorrem no estado do Paraná (Scherer-Neto & Straube, 1995) (ver apêndice). Assim, 69% da avifauna paranaense está representada na bacia, o que demonstra a alta biodiversidade da região. À lista de aves apresentada em Anjos & Schuchmann (1997), acrescentam-se as seguintes espécies: beija-flor-de-fuligem (*Aphantochroa cirrhochloris*), húru (*Momotus momota*), tererê (*Synallaxis hypospodia*), lavadeira-mascarada (*Fluvicola nengeta*), maria-cavaleira (*Myiarchus tyrannulus*) e saí-canário (*Thlypopsis sordida*).

Algumas famílias de aves que ocorrem no estado do Paraná estão representadas em sua totalidade na bacia do Tibagi, como Trogonidae (surucuás), Dendrocolaptidae (arapaçus), Turdidae (sabiás) e Vireonidae (juruviaras) (tab. 1). Notadamente, as famílias de aves que habitam ecossistemas aquáticos, como Ardeidae (garças), Anatidae (patos), Rallidae (saracuras) e Charadriidae (batuínas), além de Accipitridae (gaviões), são as que mais pobremente estão representadas na bacia (ver tab. 1).

Os levantamentos ornitológicos realizados na América do Sul não consideram uma bacia hidrográfica como unidade amostral. Assim, análises comparativas não são possíveis. Entretanto, pode-se comparar a riqueza avifaunística da bacia do rio Tibagi com a obtida por Willis & Oniki (1990) em uma vasta região que engloba a Chapada dos Guimarães e o alto rio Guaporé (Mato Grosso), onde 442 espécies de aves foram registradas.

Do total de espécies registradas na bacia do Tibagi, 203 são aves não-Passeriformes, 154 são Passeriformes Suboscines e 125 são Passeriformes Oscines. Sick (1997) salienta o fato de que as Passeriformes Suboscines são as mais antigas no continente sul-americano, estando geralmente associadas a ecossistemas florestais, enquanto Oscines são típicas de áreas abertas ou de bordas de floresta. Stotz & Bierregaard Jr. (1989) registraram 352 espécies de aves em uma área de 450 km<sup>2</sup>

**Tabela 1.** Espécies de aves registradas em cada família na bacia do rio Tibagi, no presente estudo, e no estado do Paraná, baseado em Scherer-Neto & Straube (1995).

Família	Bacia do rio Tibagi	Estado do Paraná
Tinamidae	7	10
Podicepsidae	2	5
Phalacrocoracidae	1	1
Ardeidae	9	16
Ciconiidae	1	3
Threskiornithidae	3	7
Anatidae	6	21
Cathartidae	3	4
Accipitridae	17	34
Pandionidae	1	1
Falconidae	8	12
Cracidae	4	5
Phasianidae	1	1
Aramidae	1	1
Rallidae	11	20
Cariamidae	1	2
Jacaniidae	1	1
Charadriidae	1	7
Scolopacidae	9	18
Recurvirostridae	1	1
Columbidae	14	16
Psittacidae	12	23
Cuculidae	9	12
Tytonidae	1	1
Strigidae	12	15
Nyctibiidae	2	2
Caprimulgidae	9	13
Apodidae	5	7
Trochilidae	21	29
Trogonidae	3	3
Alcedinidae	4	5
Momotidae	2	2
Galbulidae	1	2
Bucconidae	3	4
Ramphastidae	4	7
Picidae	13	17
Dendrocolaptidae	9	9
Furnariidae	28	37
Formicariidae	21	35
Rhinocryptidae	3	5
Cotingidae	10	15
Pipridae	7	9
Tyrannidae	75	103
Oxyruncidae	1	1
Hirundinidae	9	15
Corvidae	3	4
Troglodytidae	2	5
Mimidae	2	3
Turdidae	6	6
Sylviidae	1	3
Motacillidae	4	5
Vireonidae	3	3
Icteridae	15	20
Parulidae	5	6
Coerebidae	5	7
Tersinidae	1	1
Thraupidae	32	37
Fringillidae	35	44
Passeridae	1	1
Estrildidae	1	1

de florestas e pastagens a 80 km ao norte de Manaus, sendo que a relação Suboscines/Oscines foi de 1,88 — muito maior, portanto, que na bacia do rio Tibagi, onde foi de 1,23. Isso demonstra que a alta biodiversidade na bacia do Tibagi se deve à ocorrência de outros ambientes além da floresta.

Com base em Haffer (1990), que sumarizou o número de espécies de aves Suboscines em várias localidades amazônicas, foi possível verificar que as Suboscines das famílias Dendrocolaptidae (arapaçus) e Formicariidae (papa-formigas) estão pouco representadas na bacia do rio Tibagi, mas que Furnariidae (arredios, 28 espécies) e Tyrannidae (papa-moscas, 75 espécies) apresentam, aí, riqueza semelhante à das localidades mais ricas da Amazônia (28 e 86 espécies, respectivamente, nas florestas do Peru).

### AFINIDADES BIOGEOGRÁFICAS

Analisando as afinidades biogeográficas das aves, foi possível relacionar 297 espécies que ocorrem na bacia do rio Tibagi a um dos seguintes grandes centros evolutivos propostos por Cracraft (1985): Amazônia, sul dos Andes, Atlântica, Paranaense e Cerrado. Uma maior porcentagem de espécies da bacia do rio Tibagi apresentou relação com a região atlântica (31%). Algumas espécies citadas por Cracraft (1985) estão relacionadas a um centro evolutivo que envolve, em conjunto, a floresta atlântica e a floresta de araucária (paranaense); esse é o caso de 21% da avifauna do Tibagi. Apenas 3% da avifauna apresentou como centro evolutivo exclusivamente a floresta de araucária, enquanto que 22% apresentou como centro evolutivo a região sul-andina, 14% a região amazônica e 9% regiões de cerrado (Anjos & Schuchmann, 1997). As outras espécies apresentam uma distribuição geográfica muito ampla na América do Sul, impossibilitando relacioná-las a um centro evolutivo em particular (Anjos & Schuchmann, 1997).

Assim, regiões tão distantes como a amazônica e o sul dos Andes influenciam significativamente a composição da avifauna da bacia do rio Tibagi. Influências biogeográficas tão variadas podem, em parte, ser atribuídas à posição geográfica da bacia, que engloba tanto zonas subtropicais como temperadas. Essas influências biogeográficas não são homogêneas ao longo da bacia. A influência amazônica é maior no baixo Tibagi (21% da avifauna), diminuindo no médio (13%) e no alto Tibagi (10%). Por outro lado, a influência sul-andina é maior no alto Tibagi (28%), diminuindo no médio (24%) e no baixo Tibagi (20%). A floresta atlântica influencia homogeneamente todas as regiões da bacia, mantendo uma alta participação desde o baixo até o alto Tibagi (fig. 1). Essa situação era esperada, devido à proximidade entre a região atlântica e a bacia do rio Tibagi (Anjos & Schuchmann, 1997).

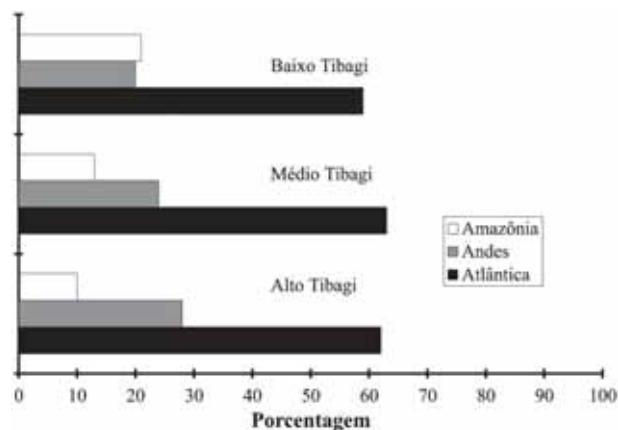


Figura 1. Afinidades biogeográficas da avifauna do baixo, do médio e do alto Tibagi em relação às regiões amazônica, andina e atlântica.

### HÁBITOS ALIMENTARES

O item alimentar que é ingerido, a estratégia de forrageamento (atividade comportamental de procura de alimento), o substrato de obtenção do alimento, entre outras variáveis, são formas pelas quais se pode caracterizar o hábito alimentar de uma espécie (Remsen Jr. & Robinson, 1990). A princípio, pode-se dividir as aves entre aquelas que se alimentam de itens alimentares de origem vegetal e aquelas que se alimentam de itens de origem animal. Muitas espécies de aves se alimentam de ambos os itens; espécies que ingerem proporção semelhante de itens vegetais e animais são denominadas de onívoras.

Todas as espécies de aves tendem a ter uma certa variação nos seus hábitos alimentares ao longo do ano. Esta sazonalidade no regime alimentar de uma espécie é adaptativa, pois as aves aproveitam, dentro de seus hábitos alimentares básicos, o alimento mais disponível no ambiente. Essa variação sazonal da alimentação é especialmente evidente em aves onívoras, como as gralhas (Madge & Burn, 1994). A gralha-azul (*Cyanocorax caeruleus*), que vive no alto e no médio Tibagi, apresenta uma dieta variada mas com preferência por certos itens em determinadas épocas do ano. Pode-se definir, para essa espécie, ciclos anuais conforme o item alimentar que está sendo buscado no ambiente, o que condiciona, também, a estratégia de forrageamento que está sendo utilizada pelo bando: de abril a julho se alimenta especialmente de pinhão (semente da *Araucaria angustifolia*); de agosto a setembro, principalmente de insetos; de outubro a março, além de insetos inclui frutos na sua alimentação. No Sul do Brasil, a relação entre a gralha-azul e o pinhão é tão forte que originou a lenda de que a ave estaria plantando a semente de araucária e recriminando o homem pelo desmatamento em grande escala (Ribeiro, 1925). Deixando a lenda de lado, a gralha-azul realmente contribui para a dispersão da araucária, mas de maneira acidental, simplesmente por não buscar no solo os pinhões que lhe escapam do bico

enquanto tenta abri-los (Anjos, 1988; 1991; 1995). Uma outra espécie de gralha que ocorre na bacia do Tibagi, a gralha-picaça (*Cyanocorax chrysops*), também apresenta ciclos de preferência alimentar (Uejima, 1998), mas não se dispõe de dados para se afirmar que em outras espécies de aves onívoras, como sabiás, também ocorrem tais ciclos.

Dentre as aves que se alimentam de itens de origem vegetal existem aquelas que só aproveitam a polpa dos frutos. Essas aves podem ser denominadas de frugívoras. A polpa dos frutos constitui um tipo de alimento pobre em calorias, sendo que as aves frugívoras apresentam adaptações fisiológicas particulares no tubo digestivo para estarem adaptadas à sua ingestão regular (Moermond & Denslow, 1985). Exemplos de aves frugívoras que ocorrem na bacia do Tibagi são os tucanos, os sanhaços e os gaturamos (Anjos *et al.*, 1997). Os tucanos, aves de médio a grande porte (33 a 48 cm), apresentam bicos enormes, com os quais alcançam os frutos localizados na ponta dos galhos. Muito agressivos, normalmente afugentam outras aves de uma árvore frutífera. Entretanto, são grandes dispersores de sementes, pois engolem o fruto inteiro e geralmente defecam em locais afastados daquele onde se alimentam. Outro detalhe relacionado com a ingestão da semente é que existe uma antecipação da quebra da dormência quando ela passa pelo tubo digestivo da ave, fazendo com que ocorra um aumento de velocidade da germinação. Mikich (1994) listou 24 espécies de frutos que são consumidos por três espécies de tucanos que vivem no Parque Estadual de Vila Rica do Espírito Santo (município de Fênix, centro-norte do estado do Paraná). Os sanhaços, de médio porte, manipulam os frutos, como os de *Eugenia uniflora*, de modo a separar a polpa da semente, deixando esta última cair no solo; também são considerados dispersores, mas não tão eficientes como os tucanos. Os gaturamos são aves pequenas (10 a 12 cm) que também se alimentam de frutos. Como os sanhaços, os gaturamos não ingerem grandes sementes, somente engolem aquelas muito pequenas, como as de *Ficus* spp., sendo grandes dispersores dessas espécies vegetais. Uma única árvore frutífera pode ser visitada em diferentes períodos do dia, ao longo do período de frutificação, por uma grande quantidade de aves. Krügel & Behr (1998) observaram 13 espécies de aves se alimentando dos frutos de *Schinus terebinthifolius*, em um período de três meses de observação na cidade de Maringá, no norte do Paraná.

Outras aves se alimentam de outros itens de origem vegetal como sementes e folhas. A essas podemos denominar, de uma forma generalista, de herbívoras. Dentre as aves que se alimentam de sementes estão papagaios, tirivas e periquitos. Essas aves também se alimentam da polpa dos frutos, mas sua preferência é pela semente (Collar, 1997; Sick, 1997). O bico forte dessas aves abre sementes de casca bastante espessa, como o pinhão

(*Araucaria angustifolia*). Patos se alimentam, frequentemente, de folhas de plantas aquáticas (Carboneras, 1992).

Um grupo de aves, os beija-flores, se especializou em se alimentar do néctar das flores. Esse tipo de alimento, altamente energético, é que propicia aos beija-flores sobreviverem apesar da alta quantidade de energia que dispendem enquanto estão voando — durante o voo, muitos deles são capazes de bater as asas mais de 60 vezes por segundo. Em função desse alto consumo de energia, precisam estar sempre em movimento, em busca das flores onde encontram o alimento (Schuchmann, 1999).

Insetos constituem uma importante fonte de alimento para as aves. Geralmente, o número de aves insetívoras em determinado local é superior a qualquer outro grupo de aves, considerando os hábitos alimentares. Aves insetívoras podem ser diferenciadas pelo substrato em que capturam os insetos. Facilmente podemos reconhecer aves que capturam insetos no tronco e nos galhos das árvores, especialmente pica-paus e arapaçus, as quais podem ser denominadas de insetívoras de tronco e galho (Winkler *et al.*, 1995; Sick, 1997). Mas existe uma diferença comportamental básica entre essas duas espécies: enquanto os pica-paus chegam a retirar parte da casca das árvores (súber) quando buscam os insetos, os arapaçus simplesmente os coletam na superfície de troncos e galhos. Esses comportamentos estão relacionados com os tipos de bico, que é muito forte e em forma de cinzel nos pica-paus, e muito delicado, às vezes em forma de pinça, nos arapaçus (Sick, 1997). Folhas são outro substrato que caracteriza um grande número de aves insetívoras, especialmente os papamoscas da família Tyrannidae. Aves insetívoras de folhas podem pegar os insetos quando estes estão pousados (simplesmente se aproximando da presa ao longo do galho e estendendo rapidamente o bico), como faz a mariquita (*Parula pitiayumi*), ou podem capturá-los através de um voo rápido, como fazem os papamoscas (Fitzpatrick, 1985). Para surpreender os insetos pousados em folhas, os papa-moscas apresentam asas curtas e arredondadas, que ajudam a atingir grande velocidade de voo em espaços pequenos (Fitzpatrick, 1985). Alguns papa-moscas vivem no estrato inferior da floresta, bem perto do solo; nesse caso, a pouca luminosidade atrapalharia a captura de insetos se eles não tivessem olhos enormes adaptados a essa obscuridade, como o mosqueteirinho-marron (*Hemitriccus obsoletus*). Alguns papa-moscas se especializaram na captura de insetos no ar, como faz o siriri (*Tyrannus melancholicus*); para esses papa-moscas, asas longas e pontudas, apropriadas à maior velocidade, são importantes, pois muitas vezes precisam perseguir o inseto fugidivo durante o voo (Fitzpatrick, 1985). Outros locais de captura de insetos são, por exemplo, embaixo de folhas caídas no solo e no interior de bromélias.

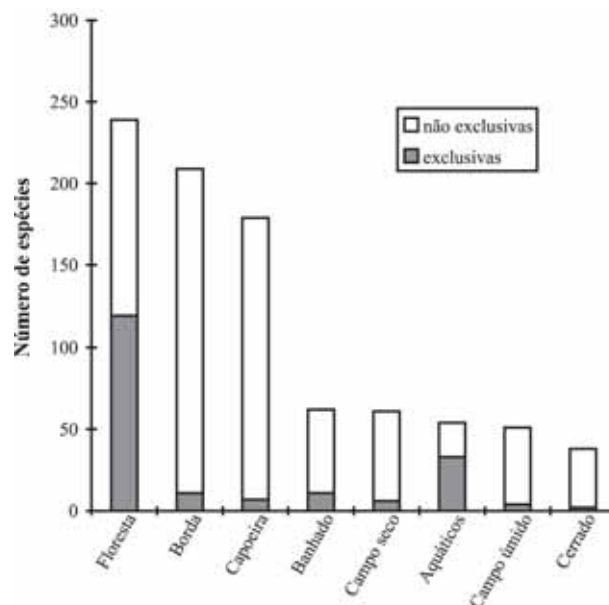
Pequenos vertebrados constituem, freqüentemente, alimento para gaviões, falcões e corujas, os quais são conhecidos, no conjunto, como aves de rapina. Essas aves podem ser consideradas carnívoras. Alguns poucos gaviões, como o sovi e o gavião-tesoura, são mais insetívoros que carnívoros (Thiollay, 1994). Aves de rapina podem ser diferenciadas entre aquelas que freqüentam ou podem freqüentar áreas abertas e aquelas que vivem somente em florestas. O fato de as aves de rapina normalmente apresentarem de médio a grande porte e de precisarem de grande quantidade de presas limita suas populações a pouco exemplares, que estão distribuídos de forma muito rarefeita na floresta. Essa situação particular ocasionou a extinção de algumas aves de rapina na bacia do rio Tibagi, como a harpia (*Harpia harpyja*). Por outro lado, outras aves, que vivem em áreas abertas, foram beneficiadas, aumentando visivelmente em número de indivíduos na bacia, como o carancho (*Polyborus plancus*). Peixes constituem o alimento para martim-pescadores e garças, os quais podem ser chamados de piscívoros. Os urubus apresentam o hábito alimentar particular de consumir animais mortos, podendo ser considerados detritívoros.

Na bacia do rio Tibagi podemos encontrar representantes dos hábitos alimentares mencionados: frugívoros, herbívoros, nectarívoros, insetívoros de tronco e galho, insetívoros de folhas, insetívoros em geral (incluindo todos os outros insetívoros), carnívoros, piscívoros, detritívoros e onívoros. A grande maioria das aves na bacia do rio Tibagi se alimenta preferencialmente de insetos (42%); 26% são frugívoras, 15% são onívoras, 12% são carnívoras, 4% são nectarívoras e 1% é detritívora (Anjos *et al.*, 1997). Segundo Sick (1997), as insetívoras são as aves mais abundantes na maioria dos ecossistemas neotropicais.

## DISTRIBUIÇÃO NOS AMBIENTES

As aves registradas na bacia do rio Tibagi ocorrem em sete diferentes grupos de ambientes: floresta, capoeira, campo seco, campo úmido, banhado, cerrado e ambientes aquáticos (rios, córregos e lagos). A floresta pode ser dividida ainda em interior de floresta e borda de floresta (Anjos *et al.*, 1997) (ver apêndice).

Na floresta ocorreu o maior número de espécies de aves (239 espécies), seguida por borda de floresta (209 espécies), capoeira (179 espécies), banhado (62 espécies), campo seco (61 espécies), campo úmido (51 espécies), ecossistemas aquáticos (54 espécies) e cerrado (38 espécies). Muitas dessas espécies são exclusivas desses ambientes, sendo que a floresta apresenta a maior quantidade de espécies exclusivas (119), seguida pelos ecossistemas aquáticos (33), a borda de floresta (11), o banhado (11), a capoeira (7), o campo seco (6), o campo úmido (4) e o cerrado (2) (fig. 2). Esses dados demonstram que a floresta apresenta a maior riqueza,



**Figura 2:** Número de espécies de aves registradas na bacia do rio Tibagi, diferenciando-se entre exclusivas e não-exclusivas de cada ambiente.

mas que os outros ambientes também são importantes para compor a biodiversidade total da bacia. A ocorrência de grande quantidade de espécies de aves relacionadas a vários centros evolutivos é justamente possível em função da variedade de ambientes que ocorre nessa região. Aves de origem andina estão relacionadas ao clima frio dos contrafortes dos Andes e, na bacia, ocorrem especialmente nos ambientes abertos do alto Tibagi (de clima mais temperado) como campo seco, campo úmido e banhado. Aves com origem na Amazônia estão adaptadas a viver em floresta e em climas amenos, ocorrendo especialmente na floresta estacional semidecidual do baixo Tibagi (com temperatura mais alta durante todo o ano). Portanto, a alta biodiversidade está diretamente associada com a posição geográfica intermediária entre as regiões tropical e temperada e à grande variedade de ambientes.

Uma análise comparativa realizada entre os dois tipos de floresta que ocorrem na bacia do rio Tibagi mostrou que em 656 ha de floresta estacional semidecidual e em 840 ha de floresta ombrófila mista, o número de espécies de aves foi relativamente semelhante (265 e 252 espécies, respectivamente) (Anjos *et al.*, 1997). Apesar da relativa semelhança, a similaridade entre os dois tipos de floresta foi de 0,70 (índice de Sørensen). Isso significa que muitas espécies são exclusivas de cada tipo de floresta, isto é, a composição avifaunística é diferente. Na floresta estacional semidecidual existe um maior número de espécies não-Passeriformes, como Tinamidae (macuco e inambús, cinco espécies), Psittacidae (papagaios e periquitos, nove espécies), Trochilidae (beija-flores, oito espécies), Bucconidae (joão-bobo, três espécies) e Ramphastidae (tucanos, quatro espécies), que na floresta ombrófila mista (duas, seis, seis, nenhuma e duas espécies, respectivamente). Por outro lado, na

floresta ombrófila mista existe maior número de Suboscines, como Dendrocolaptidae (arapaçus, oito espécies) e Furnariidae (arredios, 18 espécies), que na floresta estacional semidecidual (cinco e oito espécies, respectivamente). Essa diferença na composição avifaunística pode estar relacionada às condições climáticas, mais estáveis e amenas no norte da bacia, onde ocorre a floresta estacional semidecidual (frutos estão disponíveis na maior parte do ano, por exemplo), enquanto que, no sul, onde ocorre a floresta ombrófila mista, o inverno é mais rigoroso. Grandes frugívoros, como os Ramphastidae (tucanos), por exemplo, podem sobreviver no norte, onde o inverno é mais ameno e a disponibilidade de frutos é mais constante. Por outro lado, as aves insetívoras, como Dendrocolaptidae (arapaçus) e alguns Furnariidae (arredios), conseguem sobreviver no inverno rigoroso principalmente por se alimentar de insetos escondidos no súber das árvores.

### ESPÉCIES AMEAÇADAS

Devido aos diversos tipos de uso da terra na bacia do Tibagi, grande parte do ambiente natural foi alterado, o que torna difícil encontrar alto número de espécies de aves (alta biodiversidade) em um mesmo local nessa bacia. Locais com composição e biodiversidade avifaunísticas naturais são raros, sendo que alguns são protegidos, como o Parque Estadual Mata dos Godoy (Londrina), o Parque Estadual de Caxambú (Castro), o Parque Ecológico da Klabin (Telêmaco Borba), o Parque Estadual de Vila Velha (Ponta Grossa) e a Reserva Particular do Patrimônio Natural Tarumã (Palmeira). A continuidade na conservação dessas áreas é de grande importância para a manutenção da biodiversidade. O estado do Paraná, entretanto, deve continuar estabelecendo novas áreas de preservação para que todos os ambientes estejam representados. Como foi apresentado, a biodiversidade na bacia do rio Tibagi se deve à grande variedade de ambientes, e todos eles devem ser preservados.

Planos de manejo são urgentes para garantir a sobrevivência de certas populações remanescentes. Cento e trinta e uma espécies de aves foram consideradas raras na bacia do rio Tibagi em razão do baixo número de registros (Anjos *et al.*, 1997). Em alguns casos, esse baixo número de registros se deve à raridade natural da espécie na natureza ou à dificuldade de detecção da espécie. Entretanto, para 29 espécies a raridade está relacionada com a degradação ambiental; elas possivelmente apresentavam populações bem maiores na bacia no passado, mas, em função das atividades antrópicas, as populações baixaram a níveis dramáticos recentemente. São elas: socolí-amarelo (*Ixobrychus involucris*), pato-mergulhador ou pato-mergulhão (*Mergus octosetaceus*), urubu-rei (*Sarcoramphus papa*), águia-chilena (*Geranoaetus melanoleucus*), gavião-de-sobre-

branco (*Buteo leucorrhous*), gavião-do-rabo-curto (*Buteo brachyurus*), gavião-caramujeiro (*Buteogallus urubitinga*), gavião-pato (*Spizastur melanoleucus*), falcão-peregrino (*Falco peregrinus*), águia-pescadora (*Pandion haliaetus*), jacutinga (*Pipile jacutinga*), mutum (*Crax fasciolata*), seriema (*Cariama cristata*), murucutu (*Pulsatrix perspicillata*), bico-de-agulha (*Galbula ruficauda*), tesoura-do-mato (*Phibalura flavivrostris*), pavó (*Pyroderus scutatus*), tesoura-do-brejo (*Gubernates yetapa*), galinho (*Alectrurus tricolor*), capitão-castanho (*Pseudattila phoenicurus*), maria-lecre (*Onychorhynchus coronatus*), caminheiro (*Anthus nattereri*), triste-pia (*Dolichonyx oryzivorus*), saíra-setecores (*Tangara seledon*), sanhaço-cinzento (*Neothraupis fasciata*), azulinho (*Cyanoloxia glaucoacaerulea*), cigarra (*Sporophila falcirostris*), patativa (*Sporophila plumbea*) e curió (*Oryzoborus angolensis*).

A espécie mais ameaçada de extinção na bacia, e a ave mais rara das Américas (Collar *et al.*, 1992), é o pato-mergulhador (*Mergus octosetaceus*). Essa espécie de pato vive em rios de corredeiras de águas límpidas, onde consegue enxergar e capturar os peixes, que constituem a base da sua alimentação. A poluição das águas, que aumentou a turbidez, quase extinguiu essa espécie na região, restando apenas uma pequena população, surpreendentemente encontrada no rio Congonhas, afluente do rio Tibagi (norte da bacia) (Anjos *et al.*, 1997). O número máximo de indivíduos dessa espécie observado foi oito. Essa população é baixíssima, e qualquer alteração na dinâmica do ecossistema aquático pode extingui-la. Aliás, a poluição das águas na bacia do Tibagi é um grande risco ambiental para as espécies de aves aquáticas dessa região.

Collar *et al.* (1992) estabeleceram uma lista de aves ameaçadas de extinção nas Américas. Dessa lista, 12 espécies ocorrem na bacia do rio Tibagi: pato-mergulhador (*Mergus octosetaceus*), jacutinga (*Pipile jacutinga*), papagaio-de-peito-roxo (*Amazona vinacea*), cunhataí (*Tricharia malachitacea*), chocão-de-bigode (*Biatus nigropectus*), suíssa (*Lipaugus lanioides*), dançador-verde (*Piprites pileatus*), borboletinha-paulista (*Phylloscartes paulistus*), caminheiro (*Anthus nattereri*), saí-azul-de-perna-preta (*Dacnis nigripes*), saíra-dourada-de-costas-pretas (*Tangara peruviana*) e cigarra (*Sporophila falcirostris*). Oito dessas espécies apresentaram populações estáveis na bacia, realçando sua importância como região de preservação ambiental.

### ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE AVES EM FLORESTAS

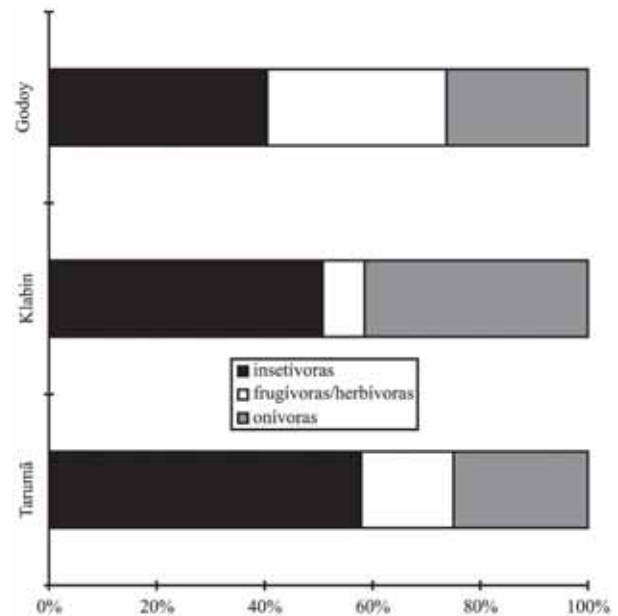
O fato de ocorrerem as florestas estacional semidecidual e ombrófila mista na bacia do rio Tibagi estimula uma análise comparativa mais detalhada sobre a estrutura das comunidades de aves que as habitam. Para a análise da estrutura de uma comunidade de aves, torna-se indis-

pensável um levantamento quantitativo da avifauna, ou seja, é necessário obter não só o registro da espécie mas, também, a abundância com que ela se apresenta no ambiente. Na obtenção de dados quantitativos da avifauna, os métodos derivados da amostragem pontual são muito eficientes, como atestaram Whitman *et al.* (1997) em uma análise comparativa de técnicas realizada em florestas de Belize. O método de amostragem por pontos de escuta (Blondel *et al.*, 1970) foi o empregado no levantamento quantitativo de aves em florestas da bacia do rio Tibagi (Anjos, 2002).

Para realizar uma análise comparativa entre as florestas do Tibagi foram selecionados três locais de amostragem: 656 ha no Parque Estadual Mata dos Godoy (PG) (23°27'S, 51°15'O), no baixo Tibagi; 1.000 ha no Parque Ecológico da Klabin (PK) (24°20'S, 50°35'O), no médio Tibagi; e 840 ha na Reserva Particular do Patrimônio Natural Tarumã (PT) (25°15'S, 50°0'O), no alto Tibagi. A floresta estacional semi-decidual ocorre no Parque Estadual Mata dos Godoy e a floresta ombrófila mista ocorre na Reserva Particular do Patrimônio Natural Tarumã. No Parque Ecológico da Klabin também ocorre a floresta ombrófila mista, mas já se registram algumas espécies da floresta estacional semidecidual. Nesses locais foram determinados pontos de amostragem no interior da floresta (longe da borda), os quais permitiram obter uma área amostral da comunidade de aves equivalente a 70-80 ha. A aplicação do método de amostragem por pontos de escuta, mensalmente ao longo de um ano, permitiu a obtenção da abundância de cada espécie em cada um dos locais (Anjos, 2002).

Número semelhante de espécies foi registrado nas áreas amostrais dos três locais: 130 espécies em PG, 119 espécies em PK e 118 espécies em PT (Anjos, 2002). Esses resultados confirmam que a riqueza de aves é muito semelhante entre os dois tipos de floresta, como foi apresentado. Entretanto, a similaridade (índice de Sørensen) foi baixa entre os locais, especialmente entre PG e PT: PG/PT = 0,59; PG/PK = 0,66; PK/PT = 0,78. PK mostrou ser uma área de transição em relação à avifauna, característica que também se verifica em relação à vegetação.

Do total de 183 espécies de aves registradas nos três locais, a maioria é insetívora (75 espécies), seguida por onívoras (52 espécies), frugívoras/herbívoras (44 espécies), carnívoras (sete espécies) e nectarívoras (cinco espécies). Somando-se a abundância das espécies de cada um desses grupos tróficos, pode-se obter a participação de cada um deles na estrutura das comunidades nos três locais de estudo. Considerando a abundância total das aves insetívoras, onívoras e frugívoras/herbívoras, as mais abundantes em número de espécies, pode-se observar diferenças na sua participação dentro das comunidades de aves analisadas (fig. 3). Aves insetívoras aumentaram sua participação de norte para sul



**Figura 3.** Composição da avifauna no Parque Estadual Mata dos Godoy, no Parque Ecológico da Klabin e na Reserva Particular do Patrimônio Natural Tarumã considerando a abundância de espécies de aves onívoras, frugívoras/herbívoras e insetívoras.

da bacia. Por outro lado, a tendência das frugívoras/herbívoras foi de diminuir a participação de norte para sul. As onívoras, aves tipicamente oportunistas, apresentaram uma alta participação em PK, eventualmente em função de uma demasiada diminuição das frugívoras. Insetos, especialmente aqueles que se escondem no súber das árvores ou entre folhas, conseguem sobreviver durante o inverno do sul da bacia, mas as árvores só conseguem produzir frutos quando a temperatura é mais alta. Portanto, no sul as aves frugívoras apresentam abundância total bem menor do que as insetívoras, especialmente as insetívoras de tronco e galho. No norte, o clima mais ameno (mais quente) proporciona uma disponibilidade de frutos mais constante ao longo do ano, permitindo um aumento da abundância das frugívoras e uma distribuição mais equilibrada entre os três grupos (fig. 3).

### COMUNIDADES DE AVES EM PAISAGENS FLORESTAIS FRAGMENTADAS

A paisagem florestal atual da bacia, especialmente no norte, onde é composta por pequenos e esparsos fragmentos florestais, é inadequada para a conservação da biodiversidade de aves a longo prazo. Sabe-se que, embora as aves tenham, teoricamente, condições de voar para procurar melhores condições de sobrevivência, muitas espécies florestais não conseguem se deslocar por áreas abertas — isso significa que quando a quantidade de recursos alimentares diminui muito no fragmento florestal, elas são extintas. Esse fenômeno — espécies de aves que apresentam diferentes capacidades para se deslocar por espaços abertos — tem sido



verificado desde a época da apresentação da teoria de biogeografia de ilhas proposta por MacArthur & Wilson (1967). O que foi constatado por esses pesquisadores, que estudaram especialmente ilhas oceânicas, foi muitas vezes corroborado por estudos sobre fragmentos florestais — isto é, o que ocorre em fragmentos florestais se assemelha ao que ocorre em ilhas oceânicas. Observa-se, basicamente, que o número de espécies de aves diminui com a diminuição do tamanho do fragmento (ou da ilha) e com o aumento do seu isolamento. Esse fenômeno tem importância em termos de conservação porque, em uma paisagem fragmentada, a manutenção da biodiversidade poderia ser alcançada aumentando-se o tamanho do fragmento (ou tendo-se especial cuidado na conservação dos maiores) e evitando-se o seu isolamento. Tal cenário estimulou estudos no neotrópico sobre os efeitos da fragmentação florestal em comunidades de aves, dentre os quais podem ser citados Willis (1974; 1979), Karr (1982), Anjos & Laroca (1989) Bierregaard Jr. & Lovejoy (1989), Bierregaard Jr. (1990), Anjos (1992; 2002), Aleixo & Vielliard (1995), Melo & Marini (1997), Anjos & Boçon (1999), Soares & Anjos (1999), Gimenes & Anjos (2000) e Krüggel & Anjos (2000).

Na bacia do rio Tibagi existem dois tipos de fragmento florestal: remanescentes florestais e manchas de floresta (figs. 4 e 5) (Anjos & Boçon, 1999). Os remanescentes florestais são aqueles fragmentos originados por desmatamento a partir de uma floresta contínua, como é o caso no norte. As manchas de floresta são naturais e aparecem em regiões de campo aberto, no sul da bacia do Tibagi. Nesses campos, há a formação



**Figura 4.** Remanescente florestal no baixo Tibagi. (Foto: L. dos Anjos)



**Figura 5.** Mancha de floresta no alto Tibagi. (Foto: L. dos Anjos)

de manchas de floresta ombrófila mista (através de um lento processo de sucessão ecológica) naqueles locais onde as condições do solo são favoráveis (Maack, 1981). Estas manchas de floresta no sul da bacia são conhecidas como capões. O solo rochoso estimulou a criação de gado nessa região de campos, deixando os capões relativamente preservados.

Os capões de floresta ombrófila mista na bacia do rio Tibagi normalmente não excedem 50 ha. Mas existem também áreas maiores e contínuas de floresta, especialmente nas depressões. Um estudo desenvolvido em 11 capões de floresta ombrófila mista, de áreas entre 0,5 e 40 ha, e em uma área contínua de floresta, de 840 ha, demonstrou a diminuição do número de espécies de aves com a diminuição da área de floresta; a correlação entre a área de floresta e o número de espécies de aves foi significativa ( $r = 0,92$ ;  $gl = 10$ ;  $P < 0,001$ ) (Anjos & Boçon, 1999). Através do modelo espécies/área, de Preston (1962), pode-se prever o número de espécies de aves em um capão de floresta ombrófila mista no sul da bacia do rio Tibagi, através da fórmula  $\log S = 3,81 + 0,17 \log A$ , onde  $S$  é o número de espécies e  $A$  é a área de floresta em ha (Anjos & Boçon, 1999). Com a aplicação dessa fórmula obtém-se que, em 100 ha de floresta nessa região, existem 103 espécies de aves. A análise da avifauna nessas manchas demonstrou que a composição de aves se modifica com a diminuição da área, isto é, as espécies vão sendo substituídas. Aves insetívoras de folhas (mariquita, papa-moscas) foram as mais sensíveis à diminuição da área da mancha de floresta, enquanto que as aves que capturam insetos no ar aumentaram em número (provavelmente pelo aumento da área de captura da borda das manchas menores). Aves frugívoras que se alimentam especialmente da polpa do fruto também diminuíram em número de espécies com a redução da área, o que não ocorreu com as herbívoras que se alimentam especialmente das sementes do interior dos frutos, e que demonstraram uma grande capacidade de dispersão. Aves onívoras, talvez pelo fato de aproveitarem várias fontes de alimento e, portanto, não serem tão sensíveis à falta de um determinado item, não mostraram redução em número de espécies com a diminuição da área de floresta. Corredores de vegetação supostamente permitem a passagem de espécies de aves entre os fragmentos, especialmente entre as espécies que vivem no estrato inferior da floresta (Anjos & Boçon, 1999). É importante salientar que essa paisagem composta por manchas de floresta é uma condição natural e, portanto, as aves estão adaptadas a ela.

O cenário que se apresenta em diversos locais da bacia, especialmente no baixo Tibagi, é formado por pequenos e isolados remanescentes florestais (fig. 6). Formados rapidamente a partir do desmatamento provocado pelo homem em uma área contínua de floresta, nesses remanescentes houve extinção de espécies de



**Figura 6:** Paisagem do baixo Tibagi, composta de fragmentos florestais pequenos e dispersos. (Foto: L. dos Anjos)

aves. Portanto, ao contrário dos capões da floresta ombrófila mista, esse cenário não é natural e necessita de um cuidado especial em termos de conservação. Utilizando os dados disponíveis de cinco remanescentes florestais da região de Maringá (59 ha; 47,3 ha; 37,2 ha; 26,3 ha; 7,6 ha) (Krüggel & Anjos, 2000), e de quatro remanescentes florestais (60 ha, 56 ha, 25 ha e 11 ha) (Anjos, 2001) e de uma área contínua de floresta de 656 ha da região de Londrina, não foi encontrada uma correlação tão alta entre o número de espécies e a área de floresta, como no caso dos capões ( $r = 0,73$ ;  $gl = 9$ ;  $p < 0,02$ ). Isso indica que outros fatores, além do tamanho, estão agindo na biodiversidade nos remanescentes do baixo Tibagi. Um fator que parece ser mais importante em remanescentes do que em manchas, é o isolamento. Em um remanescente florestal de 60 ha foram registradas 104 espécies de aves, enquanto em um de apenas 25 ha, mas ligado a uma área maior de floresta, de 656 ha, foram registradas 113 espécies (Anjos, 2001). Assim, os corredores verdes parecem realmente atuar como ligação entre os remanescentes, fazendo com que algumas espécies de aves cheguem a outras áreas. É interessante observar que algumas espécies de aves se deslocam por áreas abertas, como as herbívoras de semente (periquitos, tirivas e papagaios da família Psittacidae), mas isso não ocorre com algumas frugívoras de polpa (tucanos da família Ramphastidae) (Barbosa, 1999). Aves insetívoras de tronco e galho diminuem bastante em número de espécies com a redução da área do remanescente florestal, podendo ser consideradas como indicadoras da qualidade ambiental (Soares & Anjos, 1999).

Comparando manchas e remanescentes florestais, verifica-se que existem diferenças quanto ao efeito de borda. Nas manchas, a borda da floresta é composta por uma sucessão ecológica vegetal em lenta progressão. Acompanhando essa sucessão vegetal, observa-se um gradiente entre espécies de aves de borda de floresta e espécies de aves do interior da floresta (Anjos & Boçon, 1999). No caso de remanescentes, a sucessão vegetal não é lenta na borda. Isso acontece porque o agricultor planta até muito próximo à floresta. Assim, ocorre uma invasão significativa de espécies vegetais

de áreas abertas na borda do fragmento. Essa abrupta mudança de vegetação, aliada a outros fatores inerentes à formação do remanescente por desmatamento, como o aumento da luminosidade e da intensidade dos ventos e a diminuição da umidade, proporciona um efeito de borda muito maior do que no caso das manchas. Em um fragmento florestal estudado no campus da Universidade Estadual de Londrina foram constatados o efeito de borda pela diminuição dramática das espécies de aves florestais e o aumento significativo das espécies de aves que vivem em áreas abertas (Gimenes & Anjos, 2000).

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir de resultados obtidos em pesquisas sobre a avifauna em manchas e remanescentes de floresta da bacia do rio Tibagi, pode-se delinear estratégias de conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. Um plano urgente de manejo precisa ser conduzido no baixo Tibagi, de modo a evitar o isolamento dos remanescentes florestais, o que pode, supostamente, ser alcançado através da recuperação das matas ciliares. Outra prática importante para a conservação de aves florestais seria o abandono de uma faixa de terra em torno dos remanescentes para que se desenvolva uma capoeira capaz de amenizar o efeito de borda. Um plano de manejo também deve considerar remanescentes prioritários para conservação, para que sejam melhor monitorados e protegidos contra ações antrópicas.

Um bom exemplo de planejamento ambiental que ajuda a manter a biodiversidade de aves é a área de plantação de *Pinus* spp. da empresa Klabin S/A, que ocupa mais de 50% do município de Telêmaco Borba, no médio Tibagi. As plantações dessa espécie exótica são altamente prejudiciais para a avifauna, por não fornecerem alimento para as espécies. Entretanto, a Klabin deixou fragmentos de floresta ombrófila mista por entre as plantações de *Pinus* spp. e, completando um cenário que ameniza o impacto, manteve corredores dessa floresta nativa ligando esses fragmentos (fig. 7). Esse tipo de planejamento, juntamente com o fato de a Klabin ter mantido uma grande área de preservação (o parque ecológico), permite a ocorrência de uma rica



**Figura 7:** Corredor verde composto de floresta nativa entre plantações de *Pinus* spp. no médio Tibagi. (Foto: L. dos Anjos)

avifauna naquele município do médio Tibagi (Anjos *et al.*, 1997).

De uma forma sumarizada, na conservação da avifauna da bacia do rio Tibagi se mostra evidente, além da manutenção das áreas de preservação já existentes, e se possível sua ampliação, a necessidade de melhoria da qualidade da água dos rios e de recomposição da mata ciliar. Muito importante, também, é a determinação dos remanescentes com maior qualidade ambiental em cada microbacia do rio Tibagi, especialmente no norte, para que neles as populações de aves tenham um monitoramento mais cuidadoso. Para certas espécies ameaçadas de extinção (*Mergus octosetaseus*, por exemplo), programas específicos devem ser criados urgentemente, pois as populações remanescentes podem estar em iminente processo de extinção.

### Agradecimentos

O convênio Universidade Estadual de Londrina/Consórcio Intermunicipal para Preservação Ambiental do Rio Tibagi/Klabin S/A, o CNPq e a FINEP subsidiaram o trabalho de campo deste estudo. Bolsas de iniciação científica para estudantes que auxiliaram na coleta de dados foram fornecidas pelo Programa RHA/E/CNPq (duas), pelo CNPq/PIBIC (uma) e pela Universidade Estadual de Londrina (três); o CNPq forneceu, ainda, uma bolsa de aperfeiçoamento. Um período de análise de dados (dois meses) no Alexander König Zoological Institute and Museum (Bonn, Alemanha) sobre biogeografia da avifauna do Tibagi foi possível através de bolsa fornecida pelo RHA/E/CNPq. Um período adicional (dois meses) naquela mesma instituição alemã, para análise dos dados referentes à comunidade de aves florestais, foi possível através do Programa de Cooperação Internacional Brasil-Alemanha CNPq/DAAD. Permissões para estudos em campo em parques estaduais (Vila Velha, Caxambú, Mata dos Godoy, Quartelá) e em áreas particulares (fazendas Santa Rita e Ribeirão do Tigre; Parque Ecológico da Klabin) foram muito apreciadas. Roberto Boçon, Yoko Taniguti, Adriana Ragoni Jorge Ferreira, Márcio Rodrigo Gimenez, Valéria Nassaro, Angélica Maria Kazue Uejima, Elisiário Strike Soares, Rogério Aparecido Depieri, Eduardo Rogério Barbosa, Beatriz Guerra Dias, Reginaldo José da Silva e Edson Varga Lopés foram alunos que, em períodos diferentes, bolsistas ou não, auxiliaram ou continuam auxiliando nos trabalhos de campo e de laboratório. Mario Orsi e Edson Santana da Silva prestaram enorme auxílio nas excursões para identificação de aves aquáticas. Miguel Angelo Marini fez inúmeras sugestões que melhoraram bastante a versão final deste manuscrito. O autor deste capítulo recebe Bolsa Produtividade em Pesquisa do CNPq (processo 350054/95-9).

### Referências Bibliográficas

- Aleixo, A. & Vielliard, J.M.E. 1995. Composição e dinâmica da avifauna da Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Rev. bras. Zool.*, 12:493-511.
- Anjos, L. dos. 1988. Eto-ecologia e análise do sistema de comunicação sonora e visual da gralha-azul, *Cyanocorax caeruleus* (Vieillot 1818), aves – Corvidae. Tese de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- Anjos, L. dos. 1991. O ciclo anual de *Cyanocorax caeruleus* em floresta de araucária (Passeriformes: Corvidae). *Ararajuba* 2:19-23.
- Anjos, L. dos. 1992. Riqueza e abundância de aves em “ilhas” de floresta de araucária na região dos Campos Gerais, Paraná. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- Anjos, L. dos. 1995. Gralha-azul: biologia e conservação. Seguradora Gralha-Azul, Curitiba.
- Anjos, L. dos. 2001. Bird communities in five atlantic forest remnants in southern Brazil. *Ornitol. Neotr.* 12:11-27.
- Anjos, L. dos. 2002. Forest bird communities in Tibagi river hydrographic basin, southern Brazil. *Ecotropica*, 8(1):67-79.
- Anjos, L. dos & Boçon, R. 1999. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. *The Wilson Bul.*, 111:397-414.
- Anjos, L. dos & Laroca, S. 1989. Abundância relativa e diversidade específica em duas comunidades urbanas de aves de Curitiba (Sul do Brasil). *Arq. Biol. Tecnol.*, 32:637-643.
- Anjos, L. dos & Schuchmann, K.-L. 1997. Biogeographical affinities of the avifauna of the Tibagi river basin, Paraná drainage system, southern Brazil. *Ecotropica*, 3:43-65.
- Anjos, L. dos; Schuchmann, K.-L. & Berndt, R. 1997. Avifaunal composition, species richness, and status in the Tibagi river basin, Paraná, southern Brazil. *Ornitol. Neotr.*, 8:145-173.
- Barbosa, E.R.M. 1999. Distribuição espacial de aves em dois corredores vegetais no Parque Estadual Mata dos Godoy, norte do Paraná, Sul do Brasil. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Bierregaard Jr., R.O. 1990. Avian communities in the understory of the amazonian forest fragments. In: *Biogeography and ecology of forest bird communities*. A. Keast (ed.). SPB Publishing, The Hague. pp.333-343.
- Bierregaard Jr., R.O. & Lovejoy, T.E. 1989. Effects of forest fragmentation on amazonian understory bird communities. *Acta Amaz.*, 19:215-241.
- Blondel, J.; Ferry, C. & Frochet, B. 1970. La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par “stations d'écoute”. *Alauda*, 38:55-71.
- Carboneras, C. 1992. Anseriformes. In: *Handbook of the birds of the world. 1. Ostrich to ducks*. J. del Hoyo; A. Elliott & J. Sargatal (eds.). Lynx Edicions, Barcelona. pp.528-628.
- Collar, N.J. 1997. Family Psittacidae. In: *Handbook of the birds of the world. 4. Sandgrouse to cuckoos*. J. del Hoyo; A. Elliott & J. Sargatal (eds.). Lynx Edicions, Barcelona. pp.280-477.
- Collar, N.J.; Gonzaga, L.P.; Krabbe, N.; Madrono Nieto, A.L.; Naranjo, G.; Parker III, T.A. & Wege, D.C. 1992. Threatened birds of the Americas. Cambridge University Press, Cambridge.
- Cracraft, J. 1985. Historical biogeography and patterns of differentiation within the south american avifauna: areas of endemism. In: *Neotropical ornithology*. P.A. Buckley; M.S. Foster; E.S. Morton; R.S. Ridgely & F.G. Buckley (eds.). Allen Press, Washington. pp.49-84.
- Fitzpatrick, J.W. 1985. Form, foraging behavior, and adaptative radiation in the tyrannidae. In: *Neotropical ornithology*. P.A., Buckley; M.S. Foster; E.S. Morton; R.S. Ridgely & F.G. Buckley (eds.). Allen Press, Washington. pp.447-470.
- Gimenes, M. R. & Anjos, L. dos. 2000. Distribuição espacial de aves em um fragmento florestal do campus da Universidade Estadual de Londrina, norte do Paraná, Brasil. *Rev. bras. de Zool.*, 17:263-271.
- Haffer, J. 1969. Speciation in amazonian forest birds. *Science*, 165:131-137.
- Haffer, J. 1985. Avian zoogeography of the neotropical lowlands. In: *Neotropical ornithology*. P.A., Buckley; M.S. Foster; E.S. Morton; R.S. Ridgely. & F.G. Buckley (eds.). Allen Press, Washington. pp.113-146.
- Haffer, J. 1990. Avian species richness in tropical South America. *Studies in neotropical fauna and environmental*, 5:157-183.
- Hallé, F. 1990. Tropical rain forests: structure and growth dynamics relative to utilization by birds. In: *Biogeography and ecology of forest bird communities*. A. Keast (ed.). SPB Publishing, The Hague. pp.27-33.
- Karr, J. R. 1982. Avian extinction on Barro Colorado island, Panama: a reassessment. *American Naturalist*, 119:220-239.
- Krügel, M.M. & Anjos, L. dos. 2000. Bird communities in forest

- remnants in the city of Maringá, Paraná state, southern Brazil. *Ornitol. Neotr.*, 11:315-330.
- Krügel, M.M. & Behr, E.R. 1998. Utilização de frutos de *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae) por aves no Parque do Ingá, Maringá, Paraná. *Biociências*, 6:47-56.
- Maack, R. 1981. Geografia física do estado do Paraná. 2ª ed. J. Olympio/Secretaria da Cultura e do Esporte do Governo do Estado do Paraná. Rio de Janeiro/Curitiba.
- MacArthur, R. & Wilson, E.O. 1967. The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press, Princeton.
- Madge, S. & Burn, H. 1994. Crows and jays: a guide to crows, jays and magpies of the world. Christopher Helm Publishing, London.
- Melo, C. & Marini, M.A. 1997. Predação de ninhos artificiais em fragmentos de matas do Brasil central. *Ornitol. Neotr.*, 8:7-14.
- Meyer de Schauensee, R. 1982. A guide to the birds of South America. Princeton University Press, Philadelphia.
- Mikich, S.B. 1994. Aspectos de comportamento, frugivoria e utilização de habitat por tucanos de uma pequena reserva isolada do estado do Paraná, Brasil (Ramphastidae, Aves). Tese de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- Moermond, T.C. & Denslow, J.S. 1985. Neotropical avian frugivores: patterns of behavior, morphology, and nutrition, with consequences for fruit selection. In: Neotropical ornithology. P.A., Buckley; M.S. Foster; E.S. Morton; R.S. Ridgely & F.G. Buckley (eds.). Allen Press, Washington. pp.865-897.
- Preston, F.W. 1962. The canonical distribution of commonness and rarity. *Ecology*, 43:185-215.
- Remsen Jr., J.V. & Robinson, S.K. 1990. A classification scheme for foraging behavior of birds in terrestrial habitats. In: Avian foraging: theory, methodology and applications. M.L. Morrison; C.J. Ralph; J. Verner & J.R. Jehl Jr. (eds.). Studies in Avian Biology, 13. Lawrence. pp.144-160.
- Ribeiro, E.B. 1925. A sombra dos pinheirais. Gráfica Plácido e Silva, Curitiba.
- Ricklefs, R.E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional process. *Science*, 235:167-171.
- Scherer-Neto, P. & Straube, F.C. 1995. Aves do Paraná. Edição dos Autores, Curitiba.
- Schuchmann, K.-L. 1999. Family Trochilidae. In: Handbook of the birds of the world. 5. Barn-owls to hummingbirds. J. del Hoyo; A. Elliott. & J. Sargatal (eds.). Lynx Edicions, Barcelona. pp.468-480.
- Sick, H. 1997. Ornitologia brasileira. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Soares, E.S. & Anjos, L. dos. 1999. Efeito da fragmentação florestal sobre aves escaladoras de tronco e galho na região de Londrina, norte do estado do Paraná, Brasil. *Ornitol. Neotr.*, 10:61-68.
- Stotz, D.F. & Bierregaard Jr., R.O. 1989. The birds of fazendas Porto Alegre, Esteio and Dimona north of Manaus, Amazonas, Brazil. *Rev. bras. Biol.*, 49:861-872.
- Stotz, D.F.; Fitzpatrick, F.W.; Parker III, T.A. & Moskovits, D.K. 1996. Neotropical birds. Chicago University Press, Chicago.
- Terborgh, J. 1985. Habitat selection in amazonian birds. In: Habitat selection in birds. M. Cody (ed.). New York. pp.311-338.
- Thiollay, J.M. 1994. Falconiformes. In: Handbook of the birds of the world. 2. New World vultures to guineafowl. J. del Hoyo; A. Elliott. & J. Sargatal (eds). Lynx Edicions, Barcelona. pp.245-393.
- Uejima, A.M.K. 1998. Ecologia da gralha-picaça, *Cyanocorax chrysops* (Vieillot, 1818) (Passeriformes: Corvidae) em três áreas ao longo da bacia do rio Tibagi, estado do Paraná, Brasil. Tese de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- Vuilleumier, F. 1969. Pleistocene speciation in birds living in the high tropical Andes. *Nature*, 223:1179-1180.
- Vuilleumier, F. 1991. A quantitative survey of speciation phenomena in patagonian birds. *Ornitol. Neotr.*, 2:5-28.
- Vuilleumier, F. & Simberloff, D. 1980. Ecology versus history as determination of patchy and insular distribution in high andean birds. *Evol. Biol.*, 12:235-379.
- Whitman, A.A.; Hagan III, J.M. & Brokaw, N.V.L. 1997. A comparison of two bird survey techniques used in a subtropical forest. *Condor*, 99:955-965.
- Willis, E.O. 1974. Populations and local extinctions of birds on Barro Colorado island, Panama. *Ecol. Monog.*, 44:153-169.
- Willis, E.O. 1979. The composition of avian communities in remanent woodlots in southern Brazil. *Pap. Avulsos Zool.*, 33:1-25.
- Willis, E.O. & Oniki, Y. 1990. Levantamento preliminar das aves de inverno em treze áreas do estado de São Paulo. *Ararajuba*, 1:19-38.
- Winkler, H.; Christie, D.A. & Numey, D. 1995. Woodpeckers: a guide to the woodpeckers of the world. Houghton Mifflin Company, New York.

## Apêndice

Nomes científicos (nomes comuns) das espécies de aves identificadas na bacia do rio Tibagi (taxonomia segue Meyer de Schauensee, 1982 ou \* Sick, 1997; nomes comuns seguem Scherer Neto & Straube, 1995). Para cada espécie é indicada a região da bacia onde foi registrada (A = alto Tibagi; M = médio Tibagi; B = baixo Tibagi) e o(s) ambiente(s) onde foi encontrada (fl = floresta; bo = borda de floresta; ca = capoeira; cs = campo seco; cm = campo úmido; ba = banhado; ce = cerrado; aq = ambientes aquáticos como rios e lagos).

Nomes científicos (nomes comuns)	Região	Ambiente
<b>Família Tinamidae</b>		
<i>Tinamus solitarius</i> (macuco)	A; M; B	fl
<i>Crypturellus obsoletus</i> (inambu-guaçu)	A; M; B	fl
<i>Crypturellus undulatus</i> (jaó)	B	fl
<i>Crypturellus parvirostris</i> (inambu-xororó)	A; M; B	fl; bo
<i>Crypturellus tataupa</i> (inambu-xintã)	A; M; B	fl; bo
<i>Rhynchotus rufescens</i> (perdiz)	A; M	cs; cm
<i>Nothura maculosa</i> (codorna)	A; M; B	cs; cm
<b>Família Podicipedidae</b>		
<i>Podiceps dominicus</i> (mergulhão)	A; M; B	aq
<i>Podilymbus podiceps</i> (mergulhão)	M; B	aq
<b>Família Phalacrocoracidae</b>		
<i>Phalacrocorax olivaceus</i> (biguá)	A; M; B	aq
<b>Família Ardeidae</b>		
<i>Ardea cocoi</i> (garça-cinza)	A; M; B	aq
<i>Casmerodius albus</i> (garça-branca)	A; M; B	aq; ba
<i>Egretta thula</i> (garcinha-branca)	A; M; B	aq; ba
<i>Butorides striatus</i> (socozinho)	A; M; B	aq; ba
<i>Bubulcus ibis</i> (garça-vaqueira)	A; M; B	cs
<i>Syrigma sibilatrix</i> (maria-faceira)	A; M	cs; cm
<i>Nycticorax nycticorax</i> (socó-dorminhoco)	M; B	aq
<i>Tigrisoma lineatum</i> (socó-boi)	M	aq
<i>Ixobrychus involucris</i> (socó-amarelo)	B	aq
<b>Família Ciconiidae</b>		
<i>Mycteria americana</i> (cabeça-seca)	A	ba
<b>Família Threskiornithidae</b>		
<i>Theristicus caudatus</i> (curucaca)	A; M	fl; bo; cs
<i>Mesembrinibis cayennensis</i> (tapicuru)	M	aq
<i>Plegadis chihi</i> (maçarico-preto)	A	ba
<b>Família Anatidae</b>		
<i>Dendrocygna viduata</i> (irerê)	B	aq
<i>Amazonetta brasiliensis</i> (ananaí)	A; M; B	aq
<i>Sarkidiornis melanotos</i> (pato-de-crista)	A	aq
<i>Cairina moschata</i> (pato-do-mato)	A; M; B	aq
<i>Mergus octosetaceus</i> (pato-mergulhador)	B	aq
<i>Oxyura dominica</i> (marreca-de-bico-roxo)	M	aq
<b>Família Cathartidae</b>		
<i>Sarcoramphus papa</i> (urubu-rei)	A; M; B	fl; bo
<i>Coragyps atratus</i> (urubu)	A; M; B	fl; bo; cs; ca
<i>Cathartes aura</i> (urubu-de-cabeça-vermelha)	A; M; B	fl; bo; cs; ca
<b>Família Accipitridae</b>		
<i>Elanus leucurus</i> (gavião-peneira)	A; M; B	bo; cs; cm
<i>Elanoides forficatus</i> (gavião-tesoura)	A; M; B	bo; ca
<i>Leptodon cayanensis</i> (gavião-de-cabeça-cinza)	A; M; B	fl; bo
<i>Harpagus diodon</i> (gavião-de-bombacha)	A; M; B	fl
<i>Ictinia plumbea</i> (sovi)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Accipiter striatus</i> (gavião-miudinho)	A; M; B	fl
<i>Geranoaetus melanoleucus</i> (águia-chilena)	A; M	fl
<i>Buteo albicaudatus</i> (gavião-de-rabo-branco)	A; B	bo; cs; cm; ce
<i>Buteo swainsoni</i> (gavião-papa-gafanhoto)	M	bo
<i>Buteo magnirostris</i> (gavião-carijó)	A; M; B	bo; ca
<i>Buteo leucorrhous</i> (gavião-de-sobre-branco)	A; M	fl
<i>Buteo brachyurus</i> (gavião-de-rabo-curto)	A; B	fl
<i>Buteo nitidus</i> (gavião-pedrés)	B	fl; bo; ca

continuação

<i>Heterospizias meridionalis</i> (casaca-de-couro)	A; M	cs; cm; ba; ce
<i>Buteogallus urubitinga</i> (gavião-preto)	A; B	bo; ba
<i>Spizastur melanoleucus</i> (gavião-pato)	M	fl; bo; aq
<i>Geranospiza caerulescens</i> (gavião-pernilongo)	M	fl; bo
<b>Família Pandionidae</b>		
<i>Pandion haliaetus</i> (águia-pescadora)	B	aq
<b>Família Falconidae</b>		
<i>Herpetotheres cachinnans</i> (acauã)	A; M; B	fl; bo; cs; ce
<i>Micrastur semitorquatus</i> (gavião-relógio)	A; M; B	fl
<i>Micrastur ruficollis</i> (gavião-caburé)	A; M; B	fl
<i>Milvago chimachima</i> (gavião-carrapateiro)	A; M; B	bo; ca; cs
<i>Polyborus plancus</i> (carancho)	A; M; B	fl; bo; ca; cs
<i>Falco peregrinus</i> (falcão-peregrino)	A; B	bo; cs; cm
<i>Falco femoralis</i> (falcão-de-coleira)	A; M; B	bo; cs
<i>Falco sparverius</i> (falcão-quiri-quiri)	A; M; B	bo; cs
<b>Família Cracidae</b>		
<i>Penelope obscura</i> (jacu-velho)	A; M	fl
<i>Penelope superciliaris</i> (jacupemba)	B	fl; ca
<i>Pipile jacutinga</i> (jacutinga)	B	fl
<i>Crax fasciolata</i> (mutum)	B	fl
<b>Família Phasianidae</b>		
<i>Odontophorus capueira</i> (uru)	A; M; B	fl; ca
<b>Família Aramidae</b>		
<i>Aramus guarauna</i> (carão)	B	cm; ba
<b>Família Rallidae</b>		
<i>Rallus sanguinolentus</i> (saracura-preta)	M	ba
<i>Rallus nigricans</i> (saracura-sanã)	A; M; B	cm; ba
<i>Rallus maculatus</i> (saracura-carijó)	M; B	ba
<i>Aramides cajanea</i> (saracura-três-potes)	A; M; B	cm; ba; aq
<i>Aramides saracura</i> (saracura -do-mato)	A; M; B	fl; cm; ba
<i>Porzana albicollis</i> (sanã-carijó)	A; M	ba
<i>Laterallus melanophaius</i> (monjolinho-cinzento)	M; B	cm; ba
<i>Gallinula chloropus</i> (frango-d'água)	A; M; B	aq
<i>Porphyryla martinica</i> (frango-d'água-azul)	A; M; B	aq
<i>Porphyryla flavirostris</i> (frango-d'água-pequeno)	B	aq
<i>Fulica leucoptera</i> (carqueja-de-asa-branca)	B	aq
<b>Família Cariamididae</b>		
<i>Cariama cristata</i> (seriema)	A; M	ca; cs; cm
<b>Família Jacanidae</b>		
<i>Jacana jacana</i> (jaçanã)	A; M; B	aq
<b>Família Charadriidae</b>		
<i>Vanellus chilensis</i> (quero-quero)	A; M; B	bo; cs; cm; ba
<b>Família Scolopacidae</b>		
<i>Tringa solitaria</i> (maçarico)	A; M; B	aq
<i>Tringa flavipes</i> (maçarico-de-perna-amarela)	A; M; B	aq
<i>Tringa melanoleuca</i> (maçarico-grande-perna-amarela)	B	aq
<i>Actitis macularia</i> (maçarico-pintado)	B	ba; aq
<i>Calidris fuscicollis</i> (maçarico-de-sobre-branco)	A; B	cm; ba; aq
<i>Calidris melanotos</i> (maçarico-de-colete)	M	cm; ba; aq
<i>Bartramia longicauda</i> (maçarico-do-campo)	A	cs; cm
<i>Gallinago gallinago</i> (narceja)	A; M; B	cm; ba
<i>Gallinago undulata</i> (narcejão)	A	ba
<b>Família Recurvirostridae</b>		
<i>Himantopus himantopus</i> (pernilongo)	B	ba; aq
<b>Família Columbidae</b>		
<i>Columba speciosa</i> (pomba-carijó)	A; M	fl
<i>Columba picazuro</i> (asa-branca)	A; M; B	bo; ca; ce
<i>Columba maculosa</i> (pomba-carijó)	A; B	fl; bo; ca
<i>Columba cayennensis</i> (pomba-galega)	A; M; B	bo; ca
<i>Columba plumbea</i> (pomba-preta)	A; M; B	fl
<i>Zenaida auriculata</i> (pomba-amargosinha)	A; M; B	bo; ca; cs; ce
<i>Columbina minuta</i> (rolinha)	B	bo; ca
<i>Columbina talpacoti</i> (rolinha)	A; M; B	bo; ca

continuação

<i>Columbina picui</i> (rolinha-picui)	A; M; B	bo
<i>Claravis pretiosa</i> (pomba-azul)	M; B	bo; ca
<i>Scardafella squammata</i> (fogo-apagou)	A; M; B	bo; ce
<i>Leptotila verreauxi</i> (jurití)	A; M; B	fl; ca; ce
<i>Leptotila rufaxilla</i> (jurití)	A; M; B	fl; ca
<i>Geotrygon montana</i> (jurití-do-chão)	A; M; B	fl
<b>Família Psittacidae</b>		
<i>Ara maracana</i> (maracanã)	B	fl; bo
<i>Aratinga leucophthalmus</i> (periquitão)	M; B	fl; bo
<i>Aratinga solstitialis</i> (jandaia)	B	fl; bo
<i>Aratinga aurea</i> (maritaca-cabeça-de-coco)	B	bo; ca; ce
<i>Pyrrhura frontalis</i> (tiriva)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Forpus xanthopterygius</i> (tuim)	A; M; B	bo; ca
<i>Brotogeris tirica</i> (periquito)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Pionopsitta pileata</i> (cuiu-cuiu)	A; M; B	fl
<i>Pionus maximiliani</i> (baitaca)	A; M; B	fl; bo
<i>Amazona aestiva</i> (papagaio)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Amazona vinacea</i> (papagaio-de-peito-roxo)	A; M	fl; bo
<i>Triclararia malachitacea</i> (cunhataí)	B	fl; bo
<b>Família Cuculidae</b>		
<i>Coccyzus americanus</i> (papa-lagartas-de-ventre-branco)	A; M; B	fl; ca
<i>Coccyzus euleri</i> (papa-lagartas-de-bico-amarelo)	B	bo; ca
<i>Coccyzus melacoryphus</i> (papa-lagartas)	A; M; B	fl; ca
<i>Piaya cayana</i> (alma-de-gato)	A; M; B	fl; ca; ce
<i>Crotophaga major</i> (anu-coroca)	M; B	ba; aq
<i>Crotophaga ani</i> (anu-preto)	A; M; B	bo; cs
<i>Guira guira</i> (anu-branco)	A; M; B	bo; cs
<i>Tapera naevia</i> (saci)	A; M; B	ca
<i>Dromococcyx pavoninus</i> (peixe-frito)	A; M; B	bo; ca
<b>Família Tytonidae</b>		
<i>Tyto alba</i> (suindara)	A; M; B	bo
<b>Família Strigidae</b>		
<i>Otus choliba</i> (corujinha-sapo)	A; M; B	fl; bo; ca; ce
<i>Otus atricapillus</i> (corujinha-do-mato)	M	fl; bo
<i>Bubo virginianus</i> (corujão)	B	fl; bo; ca; aq
<i>Pulsatrix perspicillata</i> (murucututu)	B	fl
<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i> (murucututu)	A; M; B	fl
<i>Glaucidium brasilianum</i> (caburé)	A; M; B	bo; ca; ce
<i>Speotyto cunicularia</i> (coruja-buraqueira)	A; M; B	bo; cs; cm
<i>Ciccaba virgata</i> (coruja-do-mato)	A	fl
<i>Strix hylophila</i> (coruja-listrada)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Rhinoptynx clamator</i> (coruja-orelhuda)	A; M; B	bo; ca; ce
<i>Asio stygius</i> (mocho-diabo)	A; M	cm; ce
<i>Asio flammeus</i> (mocho-do-campo)	A	cm; ba
<b>Família Nyctibiidae</b>		
<i>Nyctibius aethereus</i> (mãe-da-lua)	B	bo; ca; ce
<i>Nyctibius griseus</i> (urutau)	A; M; B	bo; ca; ce
<b>Família Caprimulgidae</b>		
<i>Lurocalis semitorquatus</i> (tuju)	A; M; B	bo; ca
<i>Chordeiles acutipennis</i> (bacurau)	M; B	bo; cs; cm; ce
<i>Chordeiles minor</i> (bacurau)	B	bo; ca
<i>Podager nacunda</i> (corucão-do-banhado)	A; B	bo; cs; cm; ce
<i>Nyctidromus albicollis</i> (curiango)	A; M; B	bo; ca
<i>Caprimulgus rufus</i> (joão-corta-pau)	B	bo
<i>Caprimulgus parvulus</i> (bacurau-pequeno)	A	cs
<i>Hydropsalis brasiliana</i> (curiango-tesoura)	M	bo; ca; ba; ce
<i>Macropsalis creagra</i> (rabo-de-palha)	A; M	bo; ca
<b>Família Apodidae</b>		
<i>Streptoprocne zonaris</i> (andorinhão-de-coleira)	A; M; B	cs; cm; ba; aq
<i>Cypseloides senex</i> (taperuçu-da-cachoeira)	M	cm; ba; aq
<i>Cypseloides fumigatus</i> (taperuçu-pequeno)	A; M	cm; ba; aq
<i>Chaetura cinereiventris</i> (andorinhão)	A; M; B	bo; ca
<i>Chaetura andrei</i> (andorinhão)	A; M; B	bo; ca

continuação

<b>Família Trochilidae</b>		
<i>Phaethornis eurynome</i> (rabo-branco-de-garganta-riscada)	M; B	fl; bo; ca
<i>Phaethornis squalidus</i> (rabo-branco-pequeno)	A; B	fl; bo
<i>Phaethornis pretrei</i> (rabo-branco)	A; M; B	fl; bo
<i>Eupetomena macroura</i> (beija-flor-tesoura)	M; B	bo; ca
<i>Melanotrochilus fuscus</i> (beija-flor-de-rabo-branco)	M; B	bo; ca
<i>Colibri serrirostris</i> (beija-flor-do-campo)	A; M; B	bo; ca; ce
<i>Anthracothorax nigricollis</i> (beija-flor-de-veste-preta)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Chrysolampis mosquitos</i> (beija-flor-vermelho)	B	bo; ca; ce
<i>Stephanoxis lalandi</i> (beija-flor-de-penacho)	A; M; B	bo; ca; ba; ce
<i>Chlorostilbon aureoventris</i> (beija-flor-de-bico-vermelho)	A; M; B	bo; ca
<i>Thalurania glaucopis</i> (beija-flor-de-fronte-violeta)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Hylocharis sapphirina</i> (beija-flor-safira)	M; B	fl; bo; ca
<i>Hylocharis cyanus</i> (beija-flor-de-cabeça-azul)	B	bo; ca
<i>Hylocharis chrysura</i> (beija-flor-dourado)	M; B	fl; bo; ca; cs
<i>Leucochloris albicollis</i> (beija-flor-de-papo-branco)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Amazilia versicolor</i> (beija-flor-de-ventre-branco)	A; B	fl; bo; ca
<i>Amazilia fimbriata</i> (beija-flor-de-barriga-branca)	B	fl; bo; ca
<i>Amazilia lactea</i> (beija-flor-azul)	B	fl; bo; ca
<i>Aphantochroa cirrhopchloris</i> (beija-flor-de-fuligem)	B	fl
<i>Helimaster squamosus</i> (bico-reto-de-banda-branca)	B	fl; bo; ca
<i>Calliphlox amethystina</i> (estrelinha-zumbidor)	A; M; B	bo; ca; ce
<b>Família Trogonidae</b>		
<i>Trogon viridis</i> (surucuá-do-litoral)	B	fl
<i>Trogon rufus</i> (surucuá-de-cauda-barrada)	A; M; B	fl
<i>Trogon surrucura</i> (surucuá-de-barriga-vermelha)	A; M; B	fl
<b>Família Alcedinidae</b>		
<i>Ceryle torquata</i> (martim-pescador-grande)	A; M; B	aq
<i>Chloroceryle amazona</i> (martim-pescador-médio)	A; M; B	aq
<i>Chloroceryle americana</i> (martim-pescador-pequeno)	A; M; B	aq
<i>Chloroceryle aenea</i> (martim-pescador-anão)	M	aq
<b>Família Momotidae</b>		
<i>Baryphthengus ruficapillus</i> (juruva)	M; B	fl
<i>Momotus momota</i> (húru)	B	fl
<b>Família Galbulidae</b>		
<i>Galbula ruficauda</i> (bico-de-agulha)	B	bo; ca; ba; aq
<b>Família Bucconidae</b>		
<i>Notharcus macrorhynchus</i> (capitão-do-mato)	B	fl
<i>Nystalus chacuru</i> (joão-bobo)	A; M; B	bo; ce
<i>Nonnula rubecula</i> (macuru)	M; B	fl
<b>Família Ramphastidae</b>		
<i>Pteroglossus aracari</i> (araçari-de-bico-branco)	B	fl
<i>Selenidera maculirostris</i> (tucaninho)	B	fl
<i>Baillonius bailloni</i> (araçari-banana)	A; M; B	fl
<i>Ramphastos dicolorus</i> (tucano-de-bico-verde)	A; M; B	fl
<b>Família Picidae</b>		
<i>Picumnus nebulosus</i> (pica-pau-anão-estriado)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Picumnus temminckii</i> (pica-pau-anão)	A; M; B	fl; ca
<i>Picumnus cirratus</i> (pica-pau-anão)	A; M	fl; ca
<i>Colaptes campestris</i> (pica-pau-do-campo)	A; M; B	bo; cs
<i>Colaptes melanochloros*</i> (pica-pau-verde-barrado)	A; M; B	fl; bo; ce; cs
<i>Piculus aurulentus</i> (pica-pau-dourado)	A; M; B	fl
<i>Celeus flavescens</i> (pica-pau-joão-velho)	M; B	fl; bo; ca
<i>Dryocopus lineatus</i> (pica-pau-de-banda-branca)	A; M; B	fl; bo; ca; ce
<i>Melanerpes flavifrons</i> (pica-pau-benedito)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Leuconerpes candidus</i> (birro)	A; M; B	bo; ce; ca
<i>Veniliornis spilogaster</i> (pica-pau-carijó)	A; M; B	fl; ca
<i>Phloeocastes melanoleucos</i> (pica-pau-rei-de-bico amarelo)	M; B	fl; bo; ca
<i>Phloeocastes robustus</i> (pica-pau-rei)	A; M; B	fl
<b>Família Dendrocolaptidae</b>		
<i>Dendrocincla turdina*</i> (arapaçu-turdina)	A; M; B	fl
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (arapaçu-verde)	A; M; B	fl
<i>Xiphocolaptes albicollis</i> (arapaçu-grande)	A; M; B	fl



continuação

<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> (arapaçu-de-garganta-branca)	A; M; B	fl
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (arapaçu-do-cerrado)	A; M; B	fl; ca; ce
<i>Lepidocolaptes squamatus</i> (arapaçu-escamoso)	A; M	fl
<i>Lepidocolaptes fuscus</i> (arapaçu-escamoso-pequeno)	A; M; B	fl
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i> (arapaçu-beija-flor)	M; B	fl; bo
<i>Campylorhamphus falcularius</i> (arapaçu-de-bico-preto)	A	fl; bo
<b>Família Furnariidae</b>		
<i>Clibanornis dendrocolaptoides</i> (cisqueiro)	A; M	fl; ca
<i>Furnarius rufus</i> (joão-de-barro)	A; M; B	bo
<i>Leptasthenura striolata</i> (grimpeirinho-da-capoeira)	A; M	fl
<i>Leptasthenura setaria</i> (grimpeirinho)	A; M; B	fl
<i>Synallaxis ruficapilla</i> (joão-teneném)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Synallaxis frontalis</i> (petrim)	A; M; B	ca; ce
<i>Synallaxis spixi</i> (bentererê)	A; M; B	ca
<i>Synallaxis hypospodia</i> (tererê)	B	fl
<i>Synallaxis cinerascens</i> (pi-puí)	A; M; B	fl
<i>Certhiaxis cinnamomea</i> (curitié-do-banhado)	A; M; B	ba; aq
<i>Cranioleuca obsoleta</i> (arredio-oliváceo)	A; M; B	fl; bo
<i>Cranioleuca vulpina</i> (arredio-ferrugem)	B	ba
<i>Cranioleuca pallida</i> (arredio-de-coroa-castanha)	A; M	fl; bo
<i>Anumbius annumbi</i> (cochicho)	A; M	bo
<i>Anabazenops fuscus</i> (trepador-de-coleira-branca)	A	fl
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i> (trepador-da-taquara)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Anabacerthia amaurotis</i> (trepador-coroado)	A; M; B	fl
<i>Philydor atricapillus</i> (limpa-folhas-coroa-negra)	A	fl
<i>Philydor dimidiatus</i> (limpa-folhas-castanho)	A	fl
<i>Philydor lichtensteini</i> (limpa-folhas)	A; B	fl
<i>Philydor rufus</i> (limpa-folhas)	A; M; B	fl
<i>Automolus leucophthalmus</i> (barranqueiro-de-olho-branco)	M; B	fl; ca
<i>Cichlocolaptes leucophrys</i> (trepador-bicudo)	A	fl
<i>Heliobletus contaminatus</i> (trepadorzinho)	A; M; B	fl
<i>Xenops rutilans</i> (bico-virado-riscado)	A; M; B	fl
<i>Xenops minutus</i> (bico-virado)	A; M	fl
<i>Sclerurus scansor</i> (vira-folhas)	A; M; B	fl
<i>Lochmias nematura</i> (joão-porca)	A; M; B	aq
<b>Família Formicariidae</b>		
<i>Hypoedaleus guttatus</i> (chocão-carijó)	B	fl
<i>Batara cinerea</i> (matracão)	A; B	fl
<i>Mackenziaena leachii</i> (brujara)	A; B	fl
<i>Mackenziaena severa</i> (borralheira)	A; M; B	fl
<i>Biatas nigropectus</i> (chocão-de-bigode)	A	fl
<i>Thamnophilus doliatus</i> (choca-pintada)	B	ba; aq
<i>Thamnophilus caerulescens</i> (choca-da-mata)	A; M; B	fl
<i>Thamnophilus ruficapillus</i> (choca-de-coroa-castanha)	A; M; B	ca
<i>Dysithamnus stictothorax</i> (choca-de-cara-pintada)	B	fl
<i>Dysithamnus mentalis</i> (choca)	A; M; B	fl; bo
<i>Dysithamnus xanthopterus</i> (choca-das-costas-castanhas)	M	fl
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i> (formigueiro-de-asa-vermelha)	B	fl
<i>Dryophila ferruginea</i> (trovoada)	A; M; B	fl
<i>Dryophila malura</i> (choquinha-da-tranqueira)	A; M; B	fl; ca
<i>Pyriglena leucoptera</i> (papa-guaju)	A; M; B	fl
<i>Chamaeza campanisona</i> (tovaca)	A; M; B	fl
<i>Chamaeza ruficauda</i> (tovaca)	A; M; B	fl
<i>Formicarius colma</i> (pinto-do-mato)	A	fl
<i>Grallaria varia</i> (tovacuçu)	M; B	fl
<i>Hylopezus ochroleucus</i> (tovaca-cantora)	A; M; B	fl
<i>Conopophaga lineata</i> (chupa-dente)	A; M; B	fl
<b>Família Rhinocryptidae</b>		
<i>Psilorhamphus guttatus</i> (macuquinho-pintado)	A; M; B	fl
<i>Scytalopus speluncae</i> (macuquinho-cinzento)	A	fl
<i>Scytalopus indigoticus</i> (macuquinho)	A; M; B	fl
<b>Família Cotingidae</b>		
<i>Phibalura flavirostris</i> (tesoura-do-mato)	M; B	fl

continuação

<i>Lipaugus lanioides</i> (suissa)	A; B	fl
<i>Pachyramphus viridis</i> (caneleirinho-verde)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Pachyramphus castaneus</i> (caneleirinho)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Pachyramphus polychopterus</i> (caneleirinho-preto)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Pachyramphus validus</i> * (caneleiro-de-coroa)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Tityra cayana</i> (anambezinho-de-cara-vermelha)	A; M; B	fl; bo
<i>Tityra inquisitor</i> (anambezinho)	A; M; B	fl; bo
<i>Pyroderus scutatus</i> (pavó)	M	fl
<i>Procnias nudicollis</i> (araponga)	A; M	fl
<b>Família Pipridae</b>		
<i>Pipra fasciicauda</i> (bailarino-escarlate)	B	fl
<i>Manacus manacus</i> (rendeira)	B	fl
<i>Chiroxiphia caudata</i> (tangará)	A; M; B	fl
<i>Neopelma pallescens</i> (fruxu)	M	fl
<i>Piprites pileatus</i> (dançador-coroado)	A	fl
<i>Piprites chloris</i> (dançador-verde)	B	fl
<i>Schiffornis virescens</i> (flautim)	A; M; B	fl
<b>Família Tyrannidae</b>		
<i>Xolmis cinerea</i> (noivinha-cinzenta)	A; M	cs; cm; ce
<i>Xolmis velata</i> (noivinha-de-costas-cinzentas)	M	cs; cm
<i>Xolmis dominicana</i> (noivinha-de-rabo-preto)	A; M	cs; cm
<i>Colonia colonus</i> (viuvinha)	A; M; B	fl; bo
<i>Gubernetes yetapa</i> (tesoura-do-brejo)	M	cm; ba
<i>Alectrurus tricolor</i> (galinho)	A	cs; cm
<i>Knipolegus lophotes</i> (maria-preta-grande)	A; M	cs
<i>Knipolegus nigerrimus</i> (maria-preta-da-serra)	A; M	cs
<i>Knipolegus cyanirostris</i> (maria-preta-de-bico-azul)	A; M; B	bo; ca; ba
<i>Muscipipra vetula</i> (tesoura-cinza)	A; M; B	bo; ca
<i>Fluvicola pica</i> (lavadeira)	B	aq
<i>Fluvicola nengeta</i> (lavadeira-mascarada)	B	aq
<i>Arundinicola leucocephala</i> (freirinha)	A; M; B	cm; ba
<i>Pyrocephalus rubinus</i> (príncipe)	A; M; B	bo; ca; ba
<i>Satrapa icterophrys</i> (siriri-de-sobrancelhas)	A; M; B	bo; ca; ba
<i>Machetornis rixosus</i> (siriri-cavaleiro)	A; M; B	bo
<i>Syrstes sibilator</i> (papa-moscas-assobiador)	M; B	bo; ca
<i>Muscivora tyrannus</i> (tesourinha)	A; M; B	bo; ca; cs
<i>Tyrannus melancholicus</i> (siriri)	A; M; B	bo; ca
<i>Empidonomus varius</i> (peítica)	A; M; B	bo; ca
<i>Legatus leucophaeus</i> (peítica-de-bico-curto)	A; M	bo; ca
<i>Conopias trivirgata</i> (mosqueteiro-assobiador)	M	bo; ca
<i>Megarhynchus pitangua</i> (neinei)	A; M; B	bo; ca
<i>Myiodynastes maculatus</i> (bem-te-vi-rajado)	A; M; B	fl; ca
<i>Myiozetetes similis</i> (bem-te-vi-pequeno)	M; B	bo; ca
<i>Pitangus sulphuratus</i> (bem-te-vi)	A; M; B	bo; ca; cs; aq
<i>Attila rufus</i> (capitão-de-saíra)	M; B	fl; ca
<i>Pseudattila phoenicurus</i> (capitão-castanho)	A	fl; bo; ca
<i>Myiarchus ferox</i> (maria-cavaleira)	A; M	bo; ca
<i>Myiarchus tyrannulus</i> (maria-cavaleira)	B	bo; ca
<i>Myiarchus swainsoni</i> (maria-cavaleira)	A; M; B	bo; ca
<i>Contopus cinereus</i> (piuí)	A; M; B	bo; ca
<i>Empidonax euleri</i> (papa-moscas-enferrujado)	A; M; B	fl
<i>Cnemotriccus fuscatus</i> (enferrujado-grande)	A; M; B	fl
<i>Myiobius barbatus</i> (papa-moscas-dourado)	B	fl
<i>Myiobius atricaudus</i> (papa-moscas-espoleta)	A	fl
<i>Myiophobus fasciatus</i> (felipe)	A; M; B	bo; ca; ba
<i>Hirundinea ferruginea</i> (birro)	A; M	cm
<i>Onychorhynchus coronatus</i> (maria-lecre)	M	fl
<i>Platyrrinchus mystaceus</i> (patinho)	A; M; B	fl
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (patinho-gritador)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Ramphotrigon megacephala</i> (cabeçudo)	M	fl
<i>Todirostrum cinereum</i> (caga-sebo)	M; B	fl; bo; ca
<i>Todirostrum plumbeiceps</i> (tororó)	A; M; B	bo; ca
<i>Idioptilon nidipendulum</i> (mosqueteiro-verde)	A; M; B	fl

continuação

<i>Idioptilon margaritaceiventer</i> (mosqueteiro-de-olho-branco)	B	ca
<i>Myiornis auricularis</i> (miudinho)	A; M; B	fl; ca
<i>Hemitriccus diops</i> (mosqueteiro-cinzento)	M; B	fl
<i>Hemitriccus obsoletus</i> (mosqueteiro-marron)	A; M; B	fl
<i>Phylloscartes eximius</i> * (cara-pintada)	A; M; B	fl
<i>Phylloscartes sylviolus</i> * (verdinho-de-cara-canela)	B	fl; bo; ca
<i>Phylloscartes ventralis</i> (borboletinha)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Phylloscartes oustaleti</i> (borboletinha-arrebite-rabo)	A; M; B	fl
<i>Phylloscartes paulistus</i> (borboletinha-paulista)	M	fl
<i>Capsiempis flaveola</i> (mosqueteirinho-amarelo)	A; M; B	bo; ca
<i>Euscarthmus meloryphus</i> (zipedede)	A; B	ca
<i>Culicivora caudacuta</i> (mosqueteiro-do-brejo)	A; M	cs; cm
<i>Serpophaga subcristata</i> (alegrinho)	A; M; B	bo; ca; ba
<i>Serpophaga nigricans</i> (joão-pobre)	A; M	aq
<i>Elaenia flavogaster</i> (tuque)	A; M; B	bo; ca
<i>Elaenia parvirostris</i> (tuque)	A; M; B	bo; ca
<i>Elaenia mesoleuca</i> (tuque)	A; M; B	bo; ca
<i>Elaenia chiriquensis</i> (tuque-do-cerrado)	A; M	bo; cs
<i>Elaenia obscura</i> (tucão)	A; M	bo; ca
<i>Myiopagis caniceps</i> (cucurutado-cinzento)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Myiopagis viridicata</i> (cucurutado-verde)	B	fl; bo
<i>Suiriri suiriri</i> (guaracava-do-cerrado)	A	bo; ca
<i>Camptostoma obsoletum</i> (risadinha)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Phyllomyias virescens</i> * (piolhinho-verde)	M	fl; bo; ca
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (piolhinho)	A; M	bo; ca
<i>Phyllomyias griseocapilla</i> * (piolhinho-de-boné-cinza)	M	bo; ca
<i>Phyllomyias burmeisteri</i> * (piolhinho-chiador)	A; B	fl
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> (abre-asas)	A; M; B	fl
<i>Pipromorpha rufiventris</i> (supi-de-cabeça-cinza)	A; M; B	fl
<i>Corythopsis delalandi</i> (estalador)	M; B	fl
<b>Família Oxyruncidae</b>		
<i>Oxyruncus cristatus</i> (bombinha)	M; B	fl
<b>Família Hirundinidae</b>		
<i>Tachycineta albiventer</i> (andorinha-de-asa-branca)	M; B	aq
<i>Tachycineta leucorrhoea</i> (andorinha-de-testa-branca)	A; M; B	bo; cs; cm
<i>Phaeprogne tapera</i> (andorinha-do-campo)	A; M; B	bo; cs; cm
<i>Progne chalybea</i> (andorinha-doméstica)	A; M; B	bo; cs; cm
<i>Notiochelidon cyanoleuca</i> (andorinha)	A; M; B	bo; ca; cs
<i>Alopochelidon fucata</i> (andorinha-morena)	A; M; B	cs; cm; ba
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (andorinha-de-barranco)	A; M; B	bo; aq
<i>Hirundo rustica</i> (andorinha-de-bando)	B	cs; cm; ba
<i>Petrochelidon pyrrhonota</i> (andorinha-de-costas-castanhas)	A; M; B	cs; cm; ba
<b>Família Corvidae</b>		
<i>Cyanocorax caeruleus</i> (galha-azul)	A; M	fl
<i>Cyanocorax cristatellus</i> (galha-do-cerrado)	M	ce
<i>Cyanocorax chrysops</i> (galha-amarela)	A; M; B	fl; bo; ca
<b>Família Troglodytidae</b>		
<i>Cistothorus platensis</i> (corruíra-do-campo)	M; B	ba
<i>Troglodytes aedon</i> (corruíra)	A; M; B	fl; bo; ca
<b>Família Mimidae</b>		
<i>Mimus saturninus</i> (sabiá-do-campo)	A; M; B	bo; ca
<i>Donacobius atricapillus</i> (japacanim)	B	ba
<b>Família Turdidae</b>		
<i>Platycichla flavipes</i> (sabiá-preta)	A; M; B	fl
<i>Turdus nigriceps</i> (sabiá-ferreiro)	A; M; B	fl
<i>Turdus rufiventris</i> (sabiá-laranjeira)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Turdus leucomelas</i> (sabiá-pardo)	A; M; B	bo; ca
<i>Turdus amaurochalinus</i> (sabiá-poca)	A; M; B	bo; ca
<i>Turdus albicollis</i> (sabiá-coleira)	A; M; B	fl
<b>Família Sylviidae</b>		
<i>Poliophtila lactea</i> (balança-rabo-cinzento)	B	fl; bo; ca
<b>Família Motacillidae</b>		
<i>Anthus hellmayri</i> (caminheiro)	A; M	cs

continuação

<i>Anthus lutescens</i> (caminheiro-amarelo)	A; B	cs; cm
<i>Anthus correndera</i> (caminheiro)	A; M	cs; cm
<i>Anthus nattereri</i> (caminheiro)	A; M	cm
<b>Família Vireonidae</b>		
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (gente-fora-vem)	A; M; B	bo; ca
<i>Vireo olivaceus</i> (juruviara)	A; M; B	fl
<i>Hylophilus poicilotis</i> (verdinho-coroado)	A; M; B	fl; ca
<b>Família Icteridae</b>		
<i>Molothrus bonariensis</i> (chupim)	A; M; B	bo; ca; cs
<i>Molothrus rufoaxillaris</i> (chupim-de-axila-vermelha)	M	bo; ca; cs
<i>Molothrus badius</i> (asa-de-telha)	A	bo; cs
<i>Scaphidura oryzivora</i> (graúna)	M; B	bo; cs
<i>Psarocolius decumanus</i> (japu)	M	fl
<i>Cacicus haemorrhous</i> (guaxe)	A; M; B	fl
<i>Cacicus chrysopterus</i> (tecelão)	A; M	fl
<i>Gnorimopsar chopi</i> (pássaro-preto)	A; M; B	bo
<i>Agelaius thilius</i> (sargento)	M; B	ba; aq
<i>Agelaius ruficapillus</i> (garibaldi)	M; B	ba; aq
<i>Agelaius cyanopus</i> (chopinzinho-do-banhado)	M; B	ba; aq
<i>Icterus cayanensis</i> (merro)	A; M; B	fl; ca
<i>Pseudoleistes guirahuro</i> (chopim-do-brejo)	A; M	cm; ba
<i>Leistes superciliaris</i> (polícia-inglesa)	A; M; B	cs
<i>Dolichonyx oryzivorus</i> (triste-pia)	A; M	ba
<b>Família Parulidae</b>		
<i>Parula pitiayumi</i> (mariquita)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (pia-cobra)	A; M; B	ba; aq
<i>Basileuterus culicivorus</i> (bispo)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Basileuterus leucoblepharus</i> (pula-pula-assobiador)	A; M; B	fl; ca
<i>Basileuterus rivularis</i> (pula-pula-do-rio)	M	aq
<b>Família Coerebidae</b>		
<i>Coereba flaveola</i> (sebinho)	A; M; B	bo; ca
<i>Conirostrum speciosum</i> (figuinha-de-rabo-castanho)	A; M; B	fl; ca
<i>Cyanerpes cyaneus</i> (saí)	A; B	fl; ca
<i>Dacnis cayana</i> (saí-azul)	M; B	fl; bo; ca
<i>Dacnis nigripes</i> (saí-azul-de-perna-preta)	M	fl; ca
<b>Família Tersinidae</b>		
<i>Tersina viridis</i> (saí-andorinha)	A; M; B	bo; ca
<b>Família Thraupidae</b>		
<i>Chlorophonia cyanea</i> (bandeirinha)	M	fl; bo
<i>Euphonia musica</i> (gaturamo-rei)	A; B	fl; bo
<i>Euphonia chlorotica</i> (gaturamo)	A; M; B	fl; bo; ca; ce
<i>Euphonia violacea</i> (bonito-lindo)	M; B	fl; bo; ca
<i>Euphonia pectoralis</i> (gaturamo-serrador)	A; M; B	fl; bo
<i>Euphonia chalybea</i> (gaturamo)	A; M	fl; bo
<i>Pipraeidea melanonota</i> (saíra-viúva)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Tangara seledon</i> (saíra-sete-cores)	B	fl; bo; ca
<i>Tangara desmaresti</i> (saíra-lagarta)	A	fl; bo
<i>Tangara preciosa</i> (saíra-dourada)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Tangara peruviana</i> (saíra-dourada-de-costas-pretas)	M	fl; bo; ca
<i>Tangara cayana</i> (saíra-de-gravata)	B	bo; ca; ce
<i>Stephanophorus diadematus</i> (sanhaço-frade)	A; M	bo; ca
<i>Thraupis sayaca</i> (sanhaço)	A; M; B	bo; ca
<i>Thraupis palmarum</i> (sanhaço-verde)	A; M	bo
<i>Thraupis bonariensis</i> (sanhaço-papa-laranja)	A; M; B	bo; ca
<i>Ramphocelus carbo</i> (tié-sangue-preto)	B	ba; aq
<i>Piranga flava</i> (sanhaço-de-fogo)	A; M; B	fl; bo
<i>Orthogonyx chloricterus</i> (sanhaço-amarelo)	M	fl
<i>Habia rubica</i> (tié-de-bando)	A; M; B	fl
<i>Tachyphonus coronatus</i> (tié-preto)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Trichothraupis melanops</i> (tié-de-topete)	A; M; B	fl
<i>Cypsnagra hirundinacea</i> (sanhaço-do-cerrado)	B	ca; ce
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i> (cabecinha-castanha)	A; M; B	fl
<i>Nemosia pileata</i> (fruteiro)	B	bo; ca; ce

continuação

<i>Hemithraupis ruficapilla</i> (saí-de-cabeça-enferrujada)	A	fl; bo
<i>Hemithraupis guira</i> (saí-de-babador)	A; M; B	fl; bo
<i>Thlypopsis sordida</i> (saí-canário)	B	fl
<i>Neothraupis fasciata</i> (sanhaço-cinzento)	M	ce
<i>Orchesticus abeillei</i> (sanhaço-marron)	M	fl; bo
<i>Cissopis leveriana</i> (tié-tinga)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Schistochlamys ruficapillus</i> (bico-de-veludo)	A; M	bo; ca
<b>Família Fringillidae</b>		
<i>Saltator similis</i> (trinca-ferro)	A; M; B	fl; bo; ca
<i>Saltator maxillosus</i> (trinca-ferro-da-serra)	A; M	fl; ca
<i>Saltator atricollis</i> (batuqueiro)	B	ca; ce
<i>Pitylus fuliginosus</i> (bico-de-pimenta)	A; M; B	fl
<i>Paroaria coronata</i> (cardeal)	A	bo; ba
<i>Cyanocompsa cyanea</i> (azulão)	A; M; B	bo; ca; ba
<i>Cyanoloxia glaucoerulea</i> (azulinho)	A; M	bo; ca
<i>Volatinia jacarina</i> (tiziú)	A; M; B	bo; cs; cm
<i>Tiaris fuliginosa</i> (cigarra-fuligem)	A; M	fl; ca; ba
<i>Sporophila falcirostris</i> (cigarra)	M	bo; ca; ba
<i>Sporophila plumbea</i> (patativa)	M	ca; cs; cm; ce
<i>Sporophila collaris</i> (coleiro-do-brejo)	B	ba
<i>Sporophila lineola</i> (bigodinho)	B	bo; ca
<i>Sporophila caerulescens</i> (coleirinho)	A; M; B	bo; ca; cs; ba
<i>Sporophila bouvreuil</i> (caboclinho)	A	cm
<i>Sporophila hypoxantha</i> * (caboclinho-de-barriga-castanha)	A	cm
<i>Sporophila melanogaster</i> (caboclinho-de-barriga-preta)	A	cm
<i>Oryzoborus angolensis</i> (curió)	A; M	ca; ba
<i>Amaurospiza moesta</i> (negrinho-do-mato)	A; M	fl; ca
<i>Sicalis citrina</i> (canário-da-pedreira)	A; M	cs; cm
<i>Sicalis flaveola</i> (canário-da-terra)	A; M	bo; ca
<i>Sicalis luteola</i> (tipiu)	A; M	cs; cm
<i>Haplospiza unicolor</i> (cigarra-bambu)	A; M	fl
<i>Coryphospingus cucullatus</i> (tico-tico-rei)	A; B	ca; ce
<i>Arremon taciturnus</i> (tico-tico-do-mato-de-bico-preto)	M	bo
<i>Arremon flavirostris</i> (tico-tico-do-mato-de-bico-amarelo)	A; M; B	bo
<i>Myospiza humeralis</i> (tico-tico-rato)	A; M; B	cs; cm
<i>Zonotrichia capensis</i> (tico-tico)	A; M; B	bo; ca; ba
<i>Emberizoides ypiranganus</i> (tibirro-do-brejo)	A; M	cs; cm; ba
<i>Emberizoides herbicola</i> (tibirro-do-campo)	A; M	cs; cm; ba
<i>Donacospiza albifrons</i> (tico-tico-do-banhado)	A; M	ca; cm; ba
<i>Poospiza nigrorufa</i> (quem-te-vestiu)	A	bo; ca; ba
<i>Poospiza lateralis</i> (quete)	A; M	bo; ca
<i>Embernagra platensis</i> (sabiá-do-banhado)	A; M	cm; ba
<i>Spinus magellanicus</i> (pintassilgo)	A; M; B	bo; ca
<b>Família Passeridae</b>		
<i>Passer domesticus</i> (pardal)	A; M; B	ca
<b>Família Estrildidae</b>		
<i>Estrilda astrild</i> (bico-de-lacre)	A; M; B	ca

## Fauna reptiliana da bacia do rio Tibagi

Paulo S. Bernarde e Reginaldo A. Machado

**ABSTRACT** – (Reptile fauna in the Tibagi River Basin) Reptile fauna in the Londrina region (lower Tibagi) consists of 42 species, distributed in 16 families, namely: Chelidae (2), Emydidae (1), Polichrotidae (1), Tropiduridae (1), Gekkonidae (1), Teiidae (1), Scincidae (1), Anguidae (1), Amphisbaenidae (1), Boidae (1), Anomalepididae (1), Typhlopidae (1), Colubridae (21), Elapidae (2), Viperidae (4) and Alligatoridae (2). Snake species are more numerous in the region, representing 71.5% of the reptile fauna, and with the most diversified diet. Three species (*Trachemys dorbigni*, *Hemidactylus mabouia* and *Caiman yacare*) are exotic to the area. Terrestrial species are more abundant, and approximately 55% of the species are diurnal. Some forest species may be endangered by deforestation in the Tibagi River Basin (e.g., *Enyalius perditus*, *Clelia plumbea*, *Spilotes pullatus* and *Micrurus corallinus*).

Key words – Diversity, reptiles, resource utilization, species wealth, Tibagi River Basin.

### INTRODUÇÃO

Os répteis compreendem animais conhecidos popularmente como tartarugas (Testudinata), lagartos e serpentes (Squamata) e jacarés (Crocodylia), todos agrupados na classe Reptilia, apesar de formarem um grupo parafilético (ver discussão em Pough *et al.*, 1993), sendo que a ordem Squamata (lagartos, anfisbênios e serpentes) predomina em número de espécies nas comunidades neotropicais (Duellman, 1990). A importância dos lagartos (Lacertilia) e das serpentes, em um ecossistema, está relacionada com suas interações tróficas com as demais espécies animais. Os lagartos geralmente se alimentam de artrópodos (aranhas e insetos) (Toft, 1985; Duellman, 1987), formando um elo entre esses invertebrados e os vertebrados (Pough, 1983); as serpentes são carnívoras, alimentando-se de vários tipos de presas (aranhas, quilópodos, larvas de artrópodos, minhocas, moluscos, peixes, anfíbios, girinos, lagartos, anfisbênios, outras serpentes, quelônios, jacarés, pássaros, ovos de lagartos e de pássaros, roedores, morcegos, marsupiais, etc.) e ocupam posições próximas ao ápice nas cadeias alimentares (Toft, 1985; Duellman, 1990). Lagartos e serpentes são predadores de diversos grupos animais: insetos (por exemplo, *Camponotus* sp.), aranhas (por exemplo, *Avicularia* sp.), crustáceos (por exemplo, *Ocypode quadrata*), anuros (por exemplo, *Bufo ictericus* e *Ceratophrys aurita*), lagartos (por exemplo, *Ameiva ameiva* e *Tupinambis meria-*

*nae*), serpentes (por exemplo, *Clelia plumbea*, *Erythrolamprus aesculapii* e *Micrurus* spp.), aves (por exemplo, *Athene cunicularia*, *Buteo magnirostris*, *Herpetotheres cachinnans* e *Phalacrocorax olivaceus*), marsupiais (por exemplo, *Didelphis* spp., *Philander frenata* e *Metachirus nudicaudatus*) e carnívoros (por exemplo, *Cerdocyon thous*, *Gallictis* sp., *Leopardus pardalis*, *Nasua nasua* e *Puma concolor*) (Greene, 1988; Sazima & Abe, 1991; Martins, 1993; Rocha & Vrcibradic, 1998).

As serpentes são animais conhecidos entre as pessoas devido mais à periculosidade de algumas espécies peçonhentas (Rosenfeld, 1971; Soerensen, 1990) do que pelas propriedades medicinais de seu veneno (Stocker & Meier, 1990; Lima-Verde, 1994); no entanto, o uso das toxinas dos venenos tem sido bastante amplo em áreas como a neurobiologia e em pesquisas relacionadas com a fisiologia muscular (Lima-Verde, 1994).

O conhecimento da fauna de répteis do Paraná está restrito a poucos trabalhos. Boettger (1905) apresentou uma lista de répteis Squamata coletados por H. L. Haas, e Bérnils & Moura-Leite (1990) relacionaram exemplares coletados por André Mayer. Novos registros para o estado foram apresentados por Moura-Leite *et al.* (1996), e Morato (1995) estudou a distribuição geográfica de serpentes na floresta de araucária e em outras formações vegetacionais vizinhas. Morato *et al.* (1995) forneceram uma lista de répteis ameaçados de extinção no estado. Além desses, outros artigos e notas foram publicados

sobre algumas espécies focais (Morato & Bérnils, 1989; Morato, 1991; Machado *et al.*, 1998). Nas duas últimas décadas, formou-se um grupo de herpetólogos (Júlio C. de Moura-Leite, Renato S. Bérnils e Sérgio A. A. Morato) no Museu de História Natural Capão da Imbuia, em Curitiba, reunindo informações sobre os répteis do Paraná (que futuramente serão publicadas).

Neste capítulo apresenta-se a lista de répteis da região de Londrina (baixo Tibagi), enfocando a utilização dos recursos (alimento, substrato e atividade) pelas espécies que compõem essa comunidade, e as espécies ameaçadas de extinção que ocorrem na bacia do Tibagi.

## RÉPTEIS DA REGIÃO DE LONDRINA

A composição de espécies de répteis da região de Londrina, localizada no baixo Tibagi, está melhor caracterizada em relação às demais regiões da bacia do Tibagi. Isso se deve aos espécimes recebidos nas coleções herpetológicas da Universidade Estadual de Londrina (UEL) e do Museu de História Natural Capão da Imbuia, e também a trabalhos de campo (coletas e observações) realizados pelos autores deste capítulo.

Com o desmatamento ocorrido na região de Londrina durante seu processo de colonização, algumas espécies nativas podem ter sido extintas ou ter tido sua população reduzida (Bernarde *et al.*, 1997). Apesar disso, são registradas, para a região, 42 espécies de répteis (tab. 1).

As serpentes predominam em número de espécies na região, representando 71,5% da fauna de répteis. As espécies *Trachemys dorbigni*, *Hemidactylus mabouia* e *Caiman yacare* foram introduzidas na região, sendo que *Trachemys dorbigni* ocorre naturalmente no Rio Grande do Sul, na Argentina e no Uruguai (Lema, 1994). Na região de Londrina essa espécie é criada como animal de estimação, e eventualmente é solta na natureza. A lagartixa-de-parede (*H. mabouia*), originária da África, pode ter sido transportada por navios até o Brasil (Vanzolini *et al.*, 1980; Lema, 1994), porém existem dúvidas sobre a veracidade dessa informação (Ávila-Pires, 1995). A ocorrência do jacaré-do-pantanal (*Caiman yacare*) na região se deve à prática condenável de soltura de animais exóticos na natureza.

Na tabela 1 estão relacionadas as espécies de répteis registradas para a região de Londrina; nela constam, também, os nomes comuns de várias espécies pelos quais a população as conhece. O nome jararaca ou jaraquinha é, às vezes, não só aplicado à espécie peçonhenta (*Bothrops jararaca*), como, também, para alguns colubrídeos (como *Dipsas indica*, *Sibynomorphus mikanii* e *Thamnodynastes strigatus*). O mesmo acontece com o nome “cobra-coral”, aplicado tanto para as espécies peçonhentas (*Micrurus corallinus* e *M. frontalis*) como para diversos colubrídeos (*Erythrolamprus aesculapii* e *Oxyrhopus guibei*, por exemplo). “Cobra-cega” é o nome dado pela população principalmente aos anfí-

bênios (*Amphisbaenia mertensii*), que são muito mais comuns do que os anfíbios gimnofionos. Algumas serpentes pertencentes a famílias fossoriais (Typhlopidae e Leptotyphlopidae), por apresentarem o corpo uniformemente marrom ou escuro e os olhos vestigiais, também são popularmente conhecidas como cobras-cegas.

Em relação aos demais répteis, as serpentes são os que apresentam a dieta mais diversificada (tab. 2), sendo esta considerada a principal dimensão da partilha de recursos entre esses animais (Toft, 1985). Anfíbios anuros e roedores são os tipos de presa mais explorados pelas espécies (47% e 43%, respectivamente). Algumas espécies apresentam caráter generalista (como *Philodryas* spp. e *Spilotes pullatus*), incluindo mais de um tipo de presa em sua dieta, enquanto outras são especialistas em apenas um tipo de presa (por exemplo, *Atractus reticulatus*, *Dipsas indica* e *Sibynomorphus mikanii*). Anfíbios anuros constituem o recurso mais freqüentemente utilizado pelas serpentes nas comunidades neotropicais (Vitt & Vangilder, 1983; Duellman, 1990; Strussmann & Sazima, 1993). Algumas espécies como *Oxyrhopus guibei* e *Bothrops jararaca* apresentam mudanças ontogenéticas na dieta (Sazima, 1991; Andrade & Silvano, 1996), onde os jovens alimentam-se de lagartos (*O. guibei*) e anuros (*B. jararaca*) enquanto os adultos preferem roedores. Os filhotes de *Bothrops jararaca* e *B. jararacuçu*, na presença de anuros, movem sinuadamente a ponta da cauda (geralmente clara, parecendo uma “larva”), para atraí-los (“engodo caudal”, cf. Sazima, 1991). O veneno dos filhotes de *Bothrops* são, em geral, mais tóxicos para anuros do que o das serpentes adultas (Santos, 1994).

## Substrato de Forrageio

O substrato de forrageio das espécies, apresentado na tabela 2, nem sempre é o mesmo utilizado por elas em outras atividades, como nas de termorregulação, reprodução, descanso (repouso curto) e repouso prolongado. Algumas espécies (por exemplo, *Mabuya frenata*, *Liophis miliaris* e *Thamnodynastes strigatus*) forrageiam em mais de um substrato. As espécies terrícolas (48%) predominam em relação às arborícolas (21%), às aquáticas (17%) e às fossoriais (13%).

## Período de Atividade

Cerca de 55% das espécies de répteis apresentam atividade diurna. Os lagartos, com exceção de *Hemidactylus mabouia*, apresentam atividade diurna; na comunidade de serpentes, cerca de metade das espécies apresenta atividade diurna, e o restante, noturna. Algumas espécies, como *Helicops infrataeniatus*, apresentam tanto atividade diurna como noturna. Espécies de atividade noturna, como *Bothrops jararaca*, podem estar ativas ao entardecer (Sazima, 1988).

**Tabela 1.** Espécies de répteis registradas para a região de Londrina (municípios de Londrina, Ibiporã e Tamarana).

Ordem	Subordem	Família	Espécie (nome comum)	
Testudinata	Pleurodira	Chelidae	<i>Hydromedusa tectifera</i> Cope, 1870 (cágado) <i>Phrynops geoffroanus</i> (Schweigger, 1814) (cágado)	
		Cryptodira	<i>Trachemys dorbigni</i> (Duméril & Bibron, 1835) (cágado)	
Squamata	Lacertilia	Emydidae	<i>Enyalius perditus</i> Jackson, 1978	
		Polichrotidae	<i>Tropidurus torquatus</i> (Wied, 1820) (calango)	
		Tropiduridae	<i>Hemidactylus mabouia</i> (Moreau de Jonnés, 1818) (lagartixa-de-parede)	
		Gekkonidae	<i>Tupinambis merianae</i> (Duméril, Bibron & Duméril, 1854) (lagarto, teiú)	
		Teiidae	<i>Mabuya frenata</i> (Cope, 1862) (lagartixa)	
		Scincidae	<i>Ophiodes</i> cf. <i>striatus</i> (Spix, 1824) (cobra-de-vidro)	
		Anguidae	<i>Amphisbaenia mertensii</i> Strauch, 1881 (cobra-cega)	
		Amphisbaenia Serpentes	Amphisbaenidae	<i>Eunectes murinus</i> (Linnaeus, 1758) (sucuri)
			Boidae	<i>Liotyphlops beui</i> (Amaral, 1924) (cobra-cega)
			Anomalepididae	<i>Typhlops brongersmianus</i> Vanzolini, 1972 (cobra-cega)
	Typhlopidae		<i>Apostolepis dimidiata</i> (Jan, 1862)	
	Colubridae		<i>Atractus reticulatus</i> (Boulenger, 1885)	
			<i>Chironius bicarinatus</i> (Wied, 1820) (cobra-cipó)	
			<i>Chironius flavolineatus</i> (Boettger, 1885) (cobra-cipó)	
			<i>Chironius laevicollis</i> (Wied, 1824) (cobra-cipó)	
			<i>Clelia plumbea</i> (Wied, 1820) (muçurana)	
		<i>Dipsas indica</i> Laurenti, 1768 (jararquinha)		
		<i>Erythrolamprus aesculapii</i> (Linnaeus, 1766) (cobra-coral, falsa-coral)		
		<i>Helicops infrataeniatus</i> (Jan, 1865) (cobra-d'água)		
<i>Liophis miliaris</i> (Linnaeus, 1758) (cobra-d'água, jararacuçu-d'água)				
<i>Liophis poecilogyrus</i> (Wied, 1825)				
<i>Mastigodryas bifossatus</i> (Raddi, 1820) (jararacuçu-do-brejo)				
<i>Oxyrhopus guibei</i> Hoge & Romano, 1978 (cobra-coral, falsa-coral)				
<i>Oxyrhopus petola</i> (Linnaeus, 1758) (cobra-coral, falsa-coral)				
<i>Philodryas olfersii</i> (Lichtenstein, 1823) (cobra-verde)				
<i>Philodryas patagoniensis</i> (Girard, 1857) (papa-pinto)				
<i>Sibynomorphus mikanii</i> (Schlegel, 1837) (dormideira)				
<i>Spilotes pullatus</i> Wagler, 1824 (caninana)				
<i>Thamnodynastes strigatus</i> (Günther, 1858)				
<i>Tomodon dorsatus</i> Duméril, Bibron & Duméril, 1854				
<i>Waglerophis merremii</i> (Wagler, 1824) (boipeva)				
Elapidae	<i>Micrurus corallinus</i> (Merrem, 1820) (cobra-coral, coral-verdadeira)			
	<i>M. frontalis</i> (Duméril, Bibron & Duméril, 1854) (cobra-coral, coral-verdadeira)			
	Viperidae	<i>Bothrops jararaca</i> (Wied, 1820) (jararaca, jararquinha-do-rabo-branco)		
<i>Bothrops jararacussu</i> Lacerda, 1884 (jararacuçu)				
<i>Bothrops neuwiedi</i> Wagler, 1824 (jararaca-pintada)				
<i>Crotalus durissus</i> Linnaeus, 1758 (cascavel)				
Crocodilia	Alligatoridae	<i>Caiman latirostris</i> (Daudin, 1802) (jacaré-do-papo-amarelo)		
		<i>Caiman yacare</i> (Daudin, 1802) (jacaré)		

### Abundância Relativa

De acordo com o método de amostragem, podem ser obtidas diferentes proporções de indivíduos por espécies. O número de serpentes por espécie recebido na UEL não corresponde à sua abundância na natureza, e sim às serpentes mais encontradas e coletadas pela população.

*Sibynomorphus mikanii*, *Oxyrhopus guibei*, *Liophis poecilogyrus* e *Crotalus durissus* são as principais serpentes coletadas pela população. Entretanto, as serpentes mais encontradas pelos autores deste capítulo, durante o dia, em ambiente de mata, foi *Spilotes pullatus*; e durante a noite, em ambientes aquáticos, *Thamnodynastes strigatus*. Entre os lagartos, *Hemidactylus mabouia* é o mais fácil de ser observado, por freqüentar as paredes de moradias humanas. Os lagartos mais crípticos são *Enyalius perditus* (espécie florestal) e *Ophiodes*

cf. *striatus* (espécie criptozóica). A população de algumas espécies de serpentes pode aumentar devido à modificação dos habitats pelo homem (Pough *et al.*, 1998). A destruição de florestas e o aumento das populações de roedores pela criação de campos agrícolas têm favorecido as populações de alguns viperídeos (Sazima & Haddad, 1992; Jorge-da-Silva Jr., 1993; Moura-Leite *et al.*, 1993). Na região de Londrina, é o caso de *Crotalus durissus*, que tem sido uma das serpentes mais freqüentes. Na área urbana de Londrina podem ser encontradas serpentes como *Liotyphlops beui*, *Typhlops brongersmianus*, *Apostolepis dimidiata*, *Atractus reticulatus*, *Dipsas indica*, *Liophis miliaris*, *L. poecilogyrus*, *Oxyrhopus guibei*, *Philodryas olfersii*, *Sibynomorphus mikanii* e *Thamnodynastes strigatus*. Essas espécies também foram encontradas em áreas urbanas nos municípios de Uberlândia (MG) e São Paulo (SP) (Brites & Bauab, 1988; Puerto *et al.*, 1991). Segundo Puerto *et*



**Tabela 2.** Composição de espécies de répteis da região de Londrina, com o padrão de utilização de recursos (alimento, substrato e atividade de forrageio). **Alimento:** vg = vegetais; in = invertebrados; mi = minhocas; mo = moluscos; ar = artrópodos; pe = peixes; gi = girinos; an = anuros; la = lagartos; af = anfisbênios; se = serpentes; pa = pássaros; ro = roedores; mr = morcegos; ve = vertebrados. **Substrato:** aqu = aquático; fos = fossorial; ter = terrícola; arb = arborícola. **Atividade:** d = diurno; n = noturno. \* Observada forrageando durante o dia, no entanto, na literatura a espécie é descrita como noturna; \*\* não há dados.

Espécie	Alimento	Substrato	Atividade
<b>Chelidae</b>			
<i>Hydromedusa tectifera</i> Cope, 1870	ve; pe; in	aqu	d?*
<i>Phrynops geoffroanus</i> (Schweigger, 1814)	vg; in; pe	aqu	d
<b>Emydidae</b>			
<i>Trachemys dorbigni</i> (Duméril & Bibron, 1835)	vg; in; pe	aqu	d
<b>Polichrotidae</b>			
<i>Enyalius perditus</i> Jackson, 1978	ar	arb; ter	d
<b>Tropiduridae</b>			
<i>Tropidurus torquatus</i> (Wied, 1820)	ar	arb; ter	d
<b>Gekkonidae</b>			
<i>Hemidactylus mabouia</i> (Moreau de Jonnés, 1818)	ar	arb	n
<b>Teiidae</b>			
<i>Tupinambis meriana</i> (Duméril, Bribon & Duméril, 1854)	vg; ar; in	ter	d
<b>Scincidae</b>			
<i>Mabuya frenata</i> (Cope, 1862)	ar	arb; ter	d
<b>Anguidae</b>			
<i>Ophiodes cf. striatus</i> (Spix, 1824)	ar	fos; ter	d
<b>Amphisbaenidae</b>			
<i>Amphisbaenia mertensii</i> Strauch, 1881	ar	fos	d
<b>Boidae</b>			
<i>Eumeces murinus</i> (Linnaeus, 1758)	ve	aqu	n
<b>Anomalepididae</b>			
<i>Liotyphlops beui</i> (Amaral, 1924)	ar	fos	?**
<b>Typhlopidae</b>			
<i>Typhlops brongersmianus</i> Vanzolini, 1972	ar	fos	? **
<b>Colubridae</b>			
<i>Apostolepis dimidiata</i> (Jan, 1862)	af	fos	n
<i>Atractus reticulatus</i> (Boulenger, 1885)	mi	fos	d; n
<i>Chironius bicarinatus</i> (Wied, 1820)	an	arb; ter	d
<i>C. flavolineatus</i> (Boettger, 1885)	an	arb; ter	d
<i>C. laevicollis</i> (Wied, 1824)	an	arb; ter	d
<i>Clelia plumbea</i> (Wied, 1820)	se; la; ro	ter	n
<i>Dipsas indica</i> Laurenti, 1768	mo	arb	n
<i>Erythrolamprus aesculapii</i> (Linnaeus, 1766)	se; la	ter	d
<i>Helicops infrataeniatus</i> (Jan, 1865)	pe; an; gi	aqu	d; n
<i>Liophis miliaris</i> (Linnaeus, 1758)	an; pe; la	ter; aqu	d
<i>L. poecilogyrus</i> (Wied, 1825)	an	ter; aqu	d
<i>Mastigodryas bifossatus</i> (Raddi, 1820)	an; ro	ter	d
<i>Oxyrhopus guibei</i> Hoge & Romano, 1978	ro; la	ter	n
<i>O. petola</i> (Linnaeus, 1758)	ro; pa	ter	n
<i>Philodryas olfersii</i> (Lichtenstein, 1823)	ro; pa; an; la	arb; ter	d
<i>P. patagoniensis</i> (Girard, 1857)	ro; an; pa; la	arb; ter	d
<i>Sibynomorphus mikanii</i> (Schlegel, 1837)	mo	ter	n
<i>Spilotes pullatus</i> Wagler, 1824	ro; pa; mr	arb	d
<i>Thamnodynastes strigatus</i> (Günther, 1858)	an; ro; la; pe	ter; aqu	n
<i>Tomodon dorsatus</i> Duméril, Bribon & Duméril, 1854	mo	ter	n
<i>W. merremii</i> (Wagler, 1824)	an	ter	d
<b>Elapidae</b>			
<i>Micrurus corallinus</i> (Merrem, 1820)	se; af	ter	d
<i>M. frontalis</i> (Duméril, Bribon & Duméril, 1854)	se; af	fos	n
<b>Viperidae</b>			
<i>Bothrops jararaca</i> (Wied, 1820)	ro; an	ter	n
<i>B. jararacussu</i> Lacerda, 1884	ro; an	ter	n
<i>B. neuwiedi</i> Wagler, 1824	ro	ter	n
<i>Crotalus durissus</i> Linnaeus, 1758	ro	ter	n
<b>Alligatoridae</b>			
<i>Caiman latirostris</i> (Daudin, 1802)	in; pe; an	aqu	n
<i>C. yacare</i> (Daudin, 1802)	in; pe; an	aqu	n

Fontes: Amaral (1977); Vanzolini (1948); Vanzolini *et al.* (1980); Lema *et al.* (1983); Michaud & Dixon (1989); Sazima & Haddad (1992); Strimple (1993); Marques & Puerto (1994); Andrade & Silvano (1996); Marques & Sazima (1997); Marques (1998); Machado *et al.* (1998); Bernarde *et al.* (2000).

al. (1991), espécies subterrâneas e noturnas apresentam maior possibilidade de permanecer em áreas urbanizadas.

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

A principal causa de extinção de espécies de répteis é a destruição dos habitats (Wilcox & Murphy, 1985; Marques *et al.*, 1998; Pough *et al.*, 1998). Na região de Londrina, onde existem poucos fragmentos de floresta estacional semidecidual, a sobrevivência de algumas espécies pode estar em risco (Bernarde *et al.*, 1997), pois espécies associadas a ambientes florestais (por exemplo, *Enyalius perditus*, *Clelia plumbea*, *Spilotes pullatus* e *Micrurus corallinus*) dependem de matas para a manutenção de suas populações.

Outras espécies que ocorrem na bacia do rio Tibagi e estão ameaçadas de extinção no estado do Paraná, segundo Morato *et al.* (1995), são *Caiman latirostris* (em perigo) e *Ditaxodon taeniatus* (rara), esta última ocorrendo nas regiões do médio e do alto Tibagi (Morato, 1995). No caso de *C. latirostris*, as causas são a caça e a destruição de seus habitats (Morato *et al.*, 1995). Além dessas, duas outras espécies que ocorrem na região do alto Tibagi, *Dipsas incerta* e *Bothrops itapetiningae* (Morato, 1995), devem ser estudadas em relação ao status de conservação (Bérnils, 1994). No Paraná, a principal causa de algumas espécies de serpentes estarem ameaçadas são as modificações ambientais, principalmente a destruição das matas (Morato *et al.*, 1995; Bernarde *et al.*, 1997).

### Referências Bibliográficas

Amaral, A. 1977. Serpentes do Brasil – Iconografia colorida. 2ª ed. Melhoramentos, São Paulo.

Andrade, R.O. & Silvano, R.A.M. 1996. Dieta e comportamento alimentar da “falsa-coral” *Oxyrhopus guibei* Hoge & Romano (Serpentes, Colubridae). *Revta. bras. Zool.*, 13:143-150.

Ávila-Pires, T.C.S. 1995. Lizards of Brazilian Amazonian (Reptilia: Squamata). *Zool. Verh. Leiden*, 299:1-706.

Bernarde, P.S.; Machado, R.A.; Morato, S.A.A.; Moura-Leite, J.C.; Anjos, L. dos; Paula, A. de; Rodrigues, M.D. & Silveira, G. 1997. A importância do Parque Estadual Mata dos Godoy na conservação de algumas espécies de anfíbios e répteis florestais na região de Londrina, Paraná, Brasil. In: *Anais do II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação* (Curitiba, PR), 2:478-484.

Bernarde, P.S.; Moura-Leite, J.C.; Machado, R.A. & Kokubum, M.N.C. 2000. Diet of the colubrid snake, *Thamnodynastes strigatus* (Günther, 1858) from Paraná state, Brazil, with field notes on anuran predation. *Rev. Bras. de Biol.*, 60(4):695-699.

Bérnils, R.S. 1994. Análise das medidas conservacionistas concernentes à herpetofauna adotadas no estado do Paraná. In: *Herpetologia no Brasil*. L.B. Nascimento; A.T. Bernardes & G.A. Cotta (eds.). PUC, Belo Horizonte. pp.125-127.

Bérnils, R.S. & Moura-Leite, J.C. 1990. A contribuição de André Mayer à História Natural do Paraná (Brasil). III. Répteis. *Arq. Biol. Tecnol.*, 33:469-480.

Boettger, O. 1905. Reptilien aus dem staate Paraná. *Zool. Anz.*

29:373-375.

Brites, V.L. & Bauab, F. 1988. Fauna ofidiana do município de Uberlândia, Minas Gerais-Brasil: ocorrência na área urbana. *Rev. Ciênc. Bioméd. Univ. Fed. Uberlândia*, 4:3-8.

Duellman, W.E. 1987. Lizard in an amazonian rain forest community: resource utilization and abundance. *Nat. Geogr. Research*, 3:489-500.

Duellman, W.E. 1990. Herpetofaunas in neotropical rainforests: comparative composition, history, and resource use. In: *Four neotropical rainforests*. A.H. Gentry (ed.). Yale Univ. Press, New Haven. pp.455-505.

Greene, H.W. 1988. Antipredator mechanisms in reptiles. In: *Biology of reptilia*. 16. Ecology, defence and life history. C. Gans & R.B. Huey (eds.). Alan R. Liss, New York. pp.1-152.

Jorge-da-Silva Jr., N. 1993. The snakes from Samuel hydroelectric power plant and vicinity, Rondônia, Brasil. *Herp. Nat. History*, 1:37-86.

Lema, T. 1994. Lista comentada dos répteis ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil. *Comun. Mus. Ciênc. Tecnol. PUCRS*, 7:41-150.

Lema, T.; Araújo, M.L. & Azevedo, A.C.P. 1983. Contribuição ao conhecimento da alimentação e do modo alimentar de serpentes do Brasil. *Comun. Mus. Ciênc. Tecnol. PUCRS*, 26:41-121.

Lima-Verde, J.S. 1994. Por que não matar as nossas cobras. In: *Herpetologia no Brasil I*. L.B. Nascimento; A.T. Bernardes & G.A. Cotta (eds.). PUC, Belo Horizonte. pp.92-101.

Machado, R.A.; Bernarde, P.S. & Morato, S.A.A. 1998. *Liophis miliaris* (common water snake). *Prey. Herpetol. Rev.*, 29:45.

Marques, O.A.V. 1998. Composição faunística, história natural e ecologia de serpentes da Mata Atlântica, na região da Estação Ecológica Juréia-Itatins, São Paulo, SP. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

Marques, O.A.V. & Puerto, G. 1994. Dieta e comportamento alimentar de *Erythrolamprus aesculapii*, uma serpente ofiófaga. *Rev. Bras. Biol.*, 54:253-259.

Marques, O.A.V. & Sazima, I. 1997. Diet and feeding behavior of the coral snake, *Micrurus corallinus*, from the atlantic forest of Brazil. *Herp. Nat. Hist.*, 5:88-93.

Marques, O.A.V.; Abe, A.S. & Martins, M. 1998. Estudo diagnóstico da diversidade de répteis do estado de São Paulo. In: *Biodiversidade do estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX*. 6. Vertebrados. R.C.C. Castro (ed.). Fapesp, São Paulo. pp.29-38.

Martins, M. 1993. Why do snakes sleep on the vegetation in Central Amazonian? *Herpetol. Rev.*, 24:83-84.

Michaud, E.J. & Dixon, J.R. 1989. Prey items of 20 species of the neotropical colubrid snake genus *Liophis*. *Herpetol. Rev.*, 20:39-41.

Morato, S.A.A. 1991. Localidades de registro e distribuição geográfica de *Caiman latirostris* (Daudin, 1802) (Crocodylia, Alligatoridae) no estado do Paraná, Brasil. *Acta Biol. Leopoldensia*, 13:93-104.

Morato, S.A.A. 1995. Padrões de distribuição da fauna de serpentes em floresta de araucária e ecossistemas associados na região Sul do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Morato, S.A.A. & Bérnils, R.S. 1989. Dados sobre a reprodução de *Uromacerina ricardini* (Peracca, 1897) (Serpentes, Colubridae) do estado do Paraná, Brasil. *Acta Biol. Leopoldensia*, 11:273-278.

Morato, S.A.A.; Moura-Leite, J.C. de & Bérnils, R.S. 1995. Répteis ameaçados de extinção no Paraná. In: *Lista vermelha dos animais ameaçados de extinção no estado do Paraná*. SEMA-Secretaria de Estado do Meio Ambiente. SEMA/GTZ, Curitiba. pp.131-141.

Moura-Leite, J.C. de; Bérnils, R.S. & Morato, S.A.A. 1993. Método para a caracterização da herpetofauna em estudos ambientais. *Maia*, 2:1-5.

Moura-Leite, J.C. de; Morato, S.A.A. & Bérnils, R.S. 1996. New records of reptiles from the state of Paraná, Brazil. *Herpetol. Rev.*, 27:216-217.

- Pough, F.H. 1983. Amphibians and reptiles as low-energy systems. In: Behavior energetics: vertebrates coast of survival. W.P. Aspey & S.I. Lustick (eds.). Ohio State University Press, Columbia, Ohio. pp.141-188
- Pough, F.H.; Heiser, J.B. & McFarland, W.N. 1993. A vida dos vertebrados. Atheneu, São Paulo.
- Pough, F.H.; Andrews, R.M.; Cadle, J.E.; Crump, M.L.; Savitzky, A.H. & Wells, K.D. 1998. Herpetology. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Puerto, G.; Sazima, I. & Laporta-Ferreira, I.L. 1991. Serpentes na selva de pedra. *Ciência Hoje*, 13:66-67.
- Rocha, C.F.D. & Vrcibradic, D. 1998. Reptiles as predators of vertebrates and as preys in a restinga habitat of southeastern Brazil. *Ciênc. Cult.*, 50:364-368.
- Rosenfeld, G. 1971. Symptomatology, pathology and treatment of snake bites in South America. In: Venomous animals and their venoms. v. 2. W. Bucherl; E. Buckley & V. Deulofeu (eds.). Academic Press, New York. pp.345-384.
- Santos, M.C. dos. 1994. Caracterização das atividades biológicas dos venenos das serpentes brasileiras. In: Herpetologia no Brasil 1. L.B. Nascimento; A.T. Bernardes & G.A. Cotta (eds.). PUC, Belo Horizonte. pp.102-106.
- Sazima, I. 1988. Estudo da biologia comportamental da jararaca, *Bothrops jararaca*, com o uso de marcas naturais. *Mem. Inst. Butantan*, 50:83-99.
- Sazima, I. 1991. Caudal luring in two neotropical pit vipers, *Bothrops jararaca* and *B. jararacussu*. *Copeia*, 1991:245-248.
- Sazima, I. & Abe, A.S. 1991. Habits of five brazilian snakes with coral-snake pattern, including a summary of defensive tactics. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 26:159-164.
- Sazima, I. & Haddad, C.F.B. 1992. Répteis da Serra do Japi: notas sobre a história natural. In: História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil. L.P.C. Morellato (org.). Ed. da Unicamp/Fapesp, Campinas. pp.212-217.
- Soerensen, B. 1990. Animais peçonhentos. Atheneu, Rio de Janeiro/São Paulo.
- Stocker, K.F. & Meier, J. 1990. Recent trends in snake venom research. In: Medical use of snake venom proteins. K.F. Stocker (ed.). CRC Press, Inc., Boca Raton, Flórida. pp.253-259.
- Strimple, P.D. 1993. Overview of the natural history of the green anaconda (*Eunectes murinus*). *Herp. Nat. Hist.*, 1:25-35.
- Strussmann, C. & Sazima, I. 1993. The snake assemblage of the Pantanal at Poconé, western Brazil: faunal composition and ecological summary. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 28:157-168.
- Toft, C.A. 1985. Resource partitioning in amphibians and reptiles. *Copeia*, 1985:1-21.
- Vanzolini, P.E. 1948. Notas sobre os ofídios e lagartos de Emas, no município de Pirassununga, estado de São Paulo. *Rev. Bras. Biol.*, 8:377-400.
- Vanzolini, P.E.; Ramos-Costa, A.M.M. & Vitt, L.J. 1980. Répteis da caatinga. *Academia Brasileira de Ciências*, Rio de Janeiro.
- Vitt, L.J. & Vangilder, L.D. 1983. Ecology of snake community in northeastern Brazil. *Amphibia-Reptilia*, 4:273-296.
- Wilcox, B.A. & Murphy, D.D. 1985. Conservation strategy: The effects of fragmentation on extinction. *Am. Nat.*, 125:879-887.

## Anurofauna da bacia do rio Tibagi

Reginaldo A. Machado e Paulo S. Bernarde

**ABSTRACT** – (Anurans fauna in the Tibagi River Basin) In this chapter a list of anurans species known in the Tibagi River Basin, Paraná State, Brazil, is presented. Forty three species are known for this area, distributed in the basin as follows: upper Tibagi (19), middle Tibagi (27) and lower Tibagi (27). These 40 species belong to the families: Bufonidae (3), Centrolenidae (1), Hylidae (21), Leptodactylidae (13), Microhylidae (1) and Ranidae (1). The spatial and temporal distribution of the anuran fauna during breeding activity was studied in the Mata dos Godoy State Park, Londrina Municipality. These species were found breeding in the following environments: permanent ponds on the forest border, streams inside the forest, stony streams inside the forest, temporary ponds inside the forest, temporary ponds in open areas and swamps in glades and forest borders. Most species had calling activity during rainy and warmer periods (September to February). Regarding the use of resources for breeding, there was partial overlap among the species, in that several species were active during the same seasons and during choruses. The calling sites and mainly the differences in the advertisement calls seem to work primarily as reproductive isolation. Some forest species in the Tibagi River Basin (*Crossodactylus* sp., *Eleutherodactylus binotatus*, *E. guentheri*, *Hyalinobatrachium uranoscopum*, *Hyla* gr. *albosignata* and *Phasmahyla* sp.) may be endangered as they are dependent on forested areas, which are vanishing progressively.

Key words – Anurans, breeding environments, habitat distribution, species wealth.

### INTRODUÇÃO

Na região neotropical é encontrada uma das mais ricas faunas de anfíbios anuros do planeta (Duellman, 1978, 1990; Heyer *et al.*, 1990). No entanto, contrastando com essa riqueza, ainda são poucos os estudos realizados com esse grupo (Cardoso, 1986; Haddad, 1991), sendo ainda comum a descrição de novas espécies (Pombal Jr. *et al.*, 1998; Eterovick & Sazima, 1998; Kwet & Di-Bernardo, 1999; Giaretta *et al.*, 2000) — e não se pode deixar de considerar que algumas espécies podem ter sido extintas antes mesmo de terem sido descritas (Haddad, 1998). Os estudos sobre anuros, no Brasil, foram realizados principalmente no Sudeste (Jim, 1980; Cardoso, 1981, 1986; Andrade, 1987; Cardoso *et al.*, 1989; Haddad, 1991; Rossa-Feres & Jim, 1994, 1996; Pombal Jr., 1997; Bertolucci, 1998), o que reflete a concentração de pesquisadores desse grupo animal em centros universitários dessa região.

São relativamente poucos os estudos realizados no estado do Paraná sobre a fauna de anfíbios anuros, e esses estudos, em sua maioria, tratam da descrição de novas espécies ou trazem notas sobre distribuição geográfica (Pombal Jr. & Haddad, 1992; Langone & Segalla,

1996; Pombal Jr. *et al.*, 1998; Bernarde, 1998; 1999a). Machado *et al.* (1999) realizaram um levantamento de espécies no município de Londrina, enfocando a ocorrência de espécies em áreas alteradas e nativas. Ainda em Londrina, mais especificamente no Parque Estadual Mata dos Godoy, Bernarde (1999b) e Bernarde & Anjos (1999) desenvolveram estudos sobre a utilização de recursos pelos anuros durante o período reprodutivo.

Declínio de populações de anuros tem sido documentado em diversas regiões do mundo, sendo consideradas como algumas de suas causas a destruição dos habitats de reprodução, a poluição das águas, a diminuição da camada de ozônio, a chuva ácida e a introdução de espécies exóticas (Heyer *et al.*, 1988; Hays *et al.*, 1988; Weygoldt, 1989; Abelson, 1990; Blaustein, 1994; Blaustein & Wake, 1995; Haddad, 1998; Alford & Richards, 1999). Na região Norte do Paraná, o desmatamento, com a conseqüente destruição de habitats de reprodução, pode ter comprometido a existência de algumas espécies nativas (Bernarde *et al.*, 1997; Machado *et al.*, 1999).

Durante a noite, os anfíbios anuros são animais relativamente conspicuos na natureza, devido ao uso da vocalização para a atração de fêmeas durante o período

reprodutivo (Cardoso, 1981, 1986; Andrade, 1987). Na fase adulta, a maioria das espécies alimenta-se de artrópodos (Duellman & Trueb, 1986), enquanto que, na fase larvária, a maioria é herbívora (Pough *et al.*, 1993). Os anuros são predados por diversos grupos animais, como belostomatídeos (baratas-d'água), larvas de Odonata, aranhas, peixes (por exemplo, *Hoplias malabaricus*), outros anfíbios (por exemplo, *Ceratophrys cornuta*, *Hyla faber*, *Leptodactylus labyrinthicus* e *L. ocellatus*), serpentes (por exemplo, *Liophis* spp., *Thamnodynastes strigatus* e *Waglerophis merremii*), jacarés, pássaros (por exemplo, *Guira guira* e *Pitangus sulphuratus*) e mamíferos (por exemplo, *Cebus apella* e *Didelphis* spp.) (Duellman & Trueb, 1986; Haddad & Sazima, 1992; Martins *et al.*, 1993; Rocha, 1995; Haddad & Bastos, 1997; Bernarde & Machado, 1999; Bernarde *et al.*, 1999; Bernarde *et al.*, 2000). Na região neotropical as serpentes estão entre os principais predadores das formas adultas de anuros, e a maioria das espécies nas comunidades geralmente é batracófaga (Duellman, 1990; Bernarde & Kokubum, 1999).

Devido à escassez de informações sobre a anurofauna da bacia do rio Tibagi, assim como para o estado do Paraná, este capítulo reúne informações sobre a anurofauna dessa bacia, baseadas em literatura (Bernarde *et al.*, 1997; Bernarde, 1999b; Machado *et al.*, 1999; Bernarde & Anjos, 1999), no caso de Londrina, e em atividades de campo, no caso de Ortigueira, Telêmaco Borba e Palmeira.

### RIQUEZA DE ESPÉCIES NA BACIA DO RIO TIBAGI

Basicamente, a bacia do rio Tibagi pode ser dividida em três tipos de formação vegetacional predominante: floresta estacional semidecidual, na região do baixo Tibagi; floresta ombrófila mista, com influência de floresta estacional semidecidual, no médio Tibagi; e campos, no alto Tibagi.

São conhecidas 40 espécies de anfíbios anuros para a bacia do Tibagi (ver tab. 1; ver fotos de algumas espécies nas figuras 1-28). As regiões melhor amostradas são as de Londrina (baixo Tibagi) e Telêmaco Borba e Ortigueira (ambas no médio Tibagi). Dessas 40 espécies, nove (*Aplastodiscus perviridis*, *Hyla faber*, *H. minuta*, *H. prasina*, *Leptodactylus ocellatus*, *Odontophrynus americanus*, *Phyllomedusa tetraploidea*, *Phyllomedusa cuvieri* e *Scinax fuscovarius*) ocorrem em todos os pontos estudados nessa bacia. Algumas espécies que apresentam distribuição relacionada com a Mata Atlântica ocorrem no baixo (*Bufo crucifer*, *Eleutherodactylus binotatus*, *E. guentheri*, *Hyalinobatrachium uranoscopum* e *H. faber*) e no médio Tibagi (*B. crucifer*, *E. binotatus*, *E. guentheri*, *H. uranoscopum*, *H. faber*, *H. microps*, *H. gr. albosignata* e *Phasmahyla* sp.). A ausência da maioria dessas espécies no alto Tibagi pode

ser devida à sua formação vegetacional predominante (campos). O maior número de espécies associadas à Mata Atlântica no médio Tibagi provavelmente se deve ao fato de essa região estar mais próxima dessa formação.

*Hyla semiguttata* é registrada pela primeira vez para o Paraná. Esse táxon compreende mais de uma espécie e se encontra em fase de estudo, podendo ocorrer duas espécies na bacia do Tibagi (P. Garcia, com. pess.).

*Hyla uruguayana* foi registrada pela primeira vez para o Paraná por Bernarde (1999a), para o município de Palmas. A distribuição dessa espécie no Paraná parece estar associada à altitude (em torno de 900 m) e aos campos.

*Rana catesbeiana* é uma espécie norte-americana utilizada comercialmente em ranicultura, tendo sido introduzida na região do baixo Tibagi. Indivíduos adultos dessa espécie podem preda vários tipos de animais, além de artrópodos (como peixes, outros anuros, serpentes, filhotes de aves aquáticas, roedores), e os girinos podem preda desovas e girinos de outras espécies (Minton, 1949; Ehrlich, 1979; Kirkpatrick, 1982; Hays & Warner, 1985). Sua introdução também foi observada para a região de Suzano (SP), por Guix (1990). Não se tem informação sobre a sobrevivência de *Rana catesbeiana* na região nem de possíveis impactos sobre a fauna nativa, contudo, sabe-se que o declínio das populações de alguns anuros na América do Norte se deve à introdução dessa espécie (Kupferberg, 1997). As espécies *Crossodactylus* sp., *Hyla* gr. *albosignata* e *Phasmahyla* sp. podem se tratar de formas ainda não descritas.

### REPRODUÇÃO

Um atributo essencial para a sobrevivência de uma espécie ou população é a habilidade de produzir uma geração sucessora (Duellman & Trueb, 1986). Uma estratégia reprodutiva pode ser vista como a combinação de atributos fisiológicos, morfológicos e comportamentais que agem em conjunto para produzir um número ótimo de descendentes sob certas condições ambientais (Duellman & Trueb, 1986).

Os diferentes sítios de vocalização utilizados pelas espécies, assim como as diferenças nos cantos de anúncio, são tidos como mecanismos de isolamento reprodutivo (Cardoso *et al.*, 1989; Haddad, 1991; Pombal Jr., 1997). Espécies que apresentam o canto e o sítio de vocalização semelhantes, como *Bufo crucifer* e *B. ictericus*, *Phyllomedusa distincta* e *P. tetraploidea*, podem formar híbridos, e a prole produzida torna-se inviável ou estéril (Haddad, 1991; Haddad *et al.*, 1990; Pombal Jr., 1997).

O município de Londrina foi melhor estudado, até o momento, em relação à atividade dos anuros durante o período reprodutivo (Machado *et al.*, 1999; Bernarde,

**Tabela 1.** Ocorrência das espécies de anuros na bacia do rio Tibagi: baixo Tibagi (Londrina), médio Tibagi (Ortigueira e Telêmaco Borba) e alto Tibagi (Palmeira e Ponta Grossa).

Espécie	Baixo Tibagi	Médio Tibagi	Alto Tibagi
<b>Bufonidae</b>			
<i>Bufo crucifer</i> Wied-Neuwied, 1821	+	+	+
<i>Bufo ictericus</i> Spix, 1824		+	
<i>Bufo paracnemis</i> A. Lutz, 1925	+		
<b>Centrolenidae</b>			
<i>Hyalinobatrachium uranoscopum</i> (Müller, 1924)	+	+	
<b>Hylidae</b>			
<i>Aplastodiscus perviridis</i> A. Lutz, 1950	+	+	+
<i>Hyla albopunctata</i> Spix, 1824	+	+	+
<i>Hyla faber</i> Wied-Neuwied, 1821	+	+	+
<i>Hyla microps</i> Peters, 1872			
<i>Hyla minuta</i> Peters, 1872	+	+	+
<i>Hyla nana</i> Boulenger, 1889	+		
<i>Hyla semiguttata</i> Lutz, 1925		+	+
<i>Hyla sanborni</i> Schmidt, 1944		+	
<i>Hyla prasina</i> Burmeister, 1856	+	+	+
<i>Hyla raniceps</i> (Cope, 1862)	+		
<i>Hyla uruguayana</i> Schmidt, 1944			+
<i>Hyla</i> gr. <i>albesignata</i>		+	
<i>Phasmahyla</i> sp.		+	
<i>Phyllomedusa tetraploidea</i> Pombal & Haddad, 1992	+	+	+
<i>Phrynohyas venulosa</i> (Laurenti, 1768)	+		
<i>Scinax berthae</i> (Barrio, 1962)			+
<i>Scinax fuscovarius</i> (A. Lutz, 1925)	+	+	+
<i>Scinax perereca</i> Pombal, Haddad & Kasahara, 1995	+	+	
<i>Scinax squalirostris</i> (A. Lutz, 1925)			+
<i>Scinax</i> gr. <i>x-signata</i>		+	+
<i>Scinax</i> sp.		+	
<b>Leptodactylidae</b>			
<i>Crossodactylus</i> sp.	+		
<i>Eleutherodactylus binotatus</i> (Spix, 1824)	+	+	
<i>Eleutherodactylus guentheri</i> (Steindachner, 1864)	+	+	
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	+	+	
<i>Leptodactylus gracilis</i> (Duméril & Bibron, 1841)		+	+
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)	+		
<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861)	+	+	
<i>Leptodactylus ocellatus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+
<i>Leptodactylus podicipinus</i> (Cope, 1862)	+		
<i>Odontophrynus americanus</i> (Duméril & Bibron, 1841)	+	+	+
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	+	+	+
<i>Physalaemus gracilis</i> (Boulenger, 1883)		+	+
<i>Proceratophrys avelinoi</i> Mercadal del Barrio and Barrio, 1993	+		
<b>Microhylidae</b>			
<i>Elachistocleis ovalis</i> (Schneider, 1799)	+		
<b>Ranidae</b>			
<i>Rana catesbeiana</i> Shaw, 1802	+		
Total	27	27	19

1999b; Bernarde & Anjos, 1999). A maioria das espécies utiliza poças permanentes (açudes, por exemplo) como ambiente de reprodução, em áreas abertas ou bordas de mata (tab. 2). Apenas duas espécies, *Eleutherodactylus binotatus* e *E. guentheri*, não dependem de ambientes aquáticos para reprodução. Poucas espécies utilizam os ambientes lóticos (como *Bufo crucifer*, *Crossodactylus* sp. e *Hyalinobatrachium uranoscopum*). Onze espécies utilizam, além de poças permanentes, ambientes temporários (tab. 2). Os tanques da estação de piscicultura da Universidade Estadual de Londrina

(UEL) são utilizados por 12 espécies durante as atividades reprodutivas (*Bufo paracnemis*, *Hyla albopunctata*, *H. faber*, *H. minuta*, *H. nana*, *H. prasina*, *Scinax fuscovarius*, *Leptodactylus fuscus*, *L. labyrinthicus*, *L. ocellatus*, *Physalaemus cuvieri* e *Elachistocleis ovalis*) (Machado *et al.*, 1999).

Apenas as espécies *Crossodactylus* sp., *Eleutherodactylus binotatus*, *E. guentheri* e *Hyalinobatrachium uranoscopum* são estritamente florestais; *Aplastodiscus perviridis*, *Proceratophrys avelinoi* e *Scinax perereca* foram encontradas sempre próximas a ambientes



Figura 1. *Bufo crucifer* (Foto: M. Kokubum)



Figura 2. *Bufo ictericus* (Foto: R.A. Machado)



Figura 3. *Bufo paracnemis* (Foto: M. Kokubum)



Figura 4. *Aplastodiscus perviridis* (Foto: M. Kokubum)



Figura 5. *Hyla faber* (Foto: M. Kokubum)



Figura 6. *Hyla microps* (Foto: M. Segalla)



Figura 7. *Hyla minuta* (Foto: M. Kokubum)



Figura 8. *Hyla nana* (Foto: M. Segalla)



Figura 9. *Hyla prasina* (Foto: R.A. Machado)



Figura 10. *Hyla raniceps* (Foto: M. Kokubum)



Figura 11. *Hyla sanborni* (Foto: M. Segalla)



Figura 16. *Scinax perereca* (Foto: M. Kokubum)



Figura 12. *Hyla semiguttata* (Foto: M. Segalla)



Figura 17. *Scinax squalirostris* (Foto: M. Segalla)



Figura 13. *Phyllomedusa tetraploidea* (Foto: M. Segalla)



Figura 18. *Scinax gr. x-signata* (Foto: M. Segalla)



Figura 14. *Scinax berthae* (Foto: M. Segalla)



Figura 19. *Eleutherodactylus guentheri* (Foto: M. Segalla)



Figura 15. *Scinax fuscovarius* (Foto: M. Kokubum)



Figura 20. *Leptodactylus fuscus* (Foto: M. Kokubum)





Figura 21. *Leptodactylus gracilis* (Foto: M. Segalla)



Figura 25. *Physalaemus cuvieri* (Foto: M. Kokubum)



Figura 22. *Leptodactylus mystacinus* (Foto: M. Segalla)



Figura 26. *Physalaemus gracilis* (Foto: M. Segalla)



Figura 23. *Leptodactylus ocellatus* (Foto: R.A. Machado)



Figura 27. *Proceratophrys avelinoi* (Foto: M. Kokubum)



Figura 24. *Odontophrynus americanus* (Foto: M. Kokubum)



Figura 28. *Elachistocleis ovalis* (Foto: M. Segalla)

florestados. *Bufo crucifer* e *Phyllomedusa tetraploidea*, que ocorrem em áreas abertas e em bordas de matas, também se reproduzem dentro de matas. As espécies restantes se reproduzem em áreas abertas e em bordas de matas. Desse modo, o perfil anurofaunístico da bacia do Tibagi corresponde principalmente à espécies de áreas abertas. O desmatamento ocorrido na região durante o processo de colonização pode ter extinguido algumas espécies associadas a ambientes florestais, e algumas outras, que são características de áreas abertas,

podem ter expandido sua distribuição. Haddad & Sazima (1992) observaram que *Leptodactylus ocellatus* e *Physalaemus cuvieri* têm colonizado áreas recentemente desmatadas na Serra do Japi (porção de Mata Atlântica no estado de São Paulo).

A distribuição espacial e temporal dos anuros durante o período reprodutivo foi estudada no Parque Estadual Mata dos Godoy por Bernarde & Anjos (1999), tendo sido observada a ocorrência de 18 espécies em sete diferentes tipos de ambientes (tab. 2). A maioria das

**Tabela 2.** Hábitats, locais de reprodução e sítios de vocalização das espécies de anuros no município de Londrina (PR). **Ambiente:** flo = interior de mata; bfl = borda de mata; aab = áreas abertas. **Local de reprodução:** pp = poças permanentes; pt = poças temporárias; ri = riachos; br = brejos; te = locais distantes de corpos d'água. **Sítio de vocalização:** aq = flutuando ou parcialmente submerso na água; so = chão; pe = sobre pedras; pi = *Pistia stratiotis* (Araceae); gr = gramíneas; ta = *Typha* sp. (Typhaceae); ab = arbusto; ar = árvore.

Espécie	Ambiente	Local de reprodução	Sítio de vocalização
<i>Aplastodiscus perviridis</i>	flo; bfl	ri	ab
<i>Bufo crucifer</i>	flo; bfl; aab	pp; ri	aq; so; pi
<i>Bufo paracnemis</i>	bfl; aab	pp; pt	aq; so
<i>Crossodactylus</i> sp.	flo	ri	pe
<i>Elachistocleis ovalis</i>	bfl; aab	pp; pt; br	aq
<i>Eleutherodactylus binotatus</i>	flo	te	so; ab
<i>Eleutherodactylus guentheri</i>	flo	te	so; ab
<i>Hyalinobatrachium uranoscopum</i>	flo	ri	ar
<i>Hyla albopunctata</i>	ffl; aab	pp	ab
<i>Hyla faber</i>	ffl; aab	pp; pt	aq; ta; ab; ar
<i>Hyla minuta</i>	bfl; aab	pp; pt; br	pi; gr; ta; ab
<i>Hyla nana</i>	bfl; aab	pp; pt; br	gr; ta
<i>Hyla prasina</i>	bfl; aab	pp	ab; ar
<i>Hyla raniceps</i>	bfl; aab	pp	ta; ab
<i>Leptodactylus fuscus</i>	bfl; aab	pp; pt	so
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	bfl; aab	pp; pt	so
<i>Leptodactylus ocellatus</i>	bfl; aab	pp; pt; br	so
<i>Phyllomedusa tetraploidea</i>	flo; bfl; aab	pp; pt	ab; ar
<i>Physalaemus cuvieri</i>	bfl; aab	pp; pt; br	aq
<i>Proceratophrys avelinoi</i>	flo; bfl	pp; pt; br	aq
<i>Scinax fuscovarius</i>	bfl; aab	pp; pt; br	so; ta; ab
<i>Scinax perereca</i>	bfl	pp; pt	ta; ab

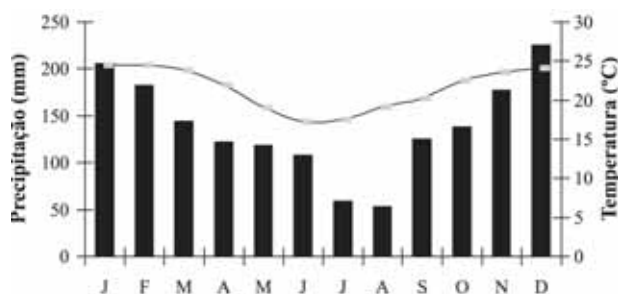
espécies (12) reproduziu-se em um açude em borda de mata, onde ocorreram sobreposições no uso dos sítios de vocalização. Isso se deve ao fato de que, em áreas abertas, o número de espécies é maior do que o número de micro-ambientes disponíveis para a vocalização. Nesse caso, as diferenças nos cantos de anúncio devem ser suficientes para evitar a formação de casais hetero-específicos. Apenas sete espécies apresentaram segregação espacial evidente: *Hyalinobatrachium uranoscopum* (ribeirão dentro de mata), *Aplastodiscus perviridis* (riachos em bordas de mata), *Phyllomedusa tetraploidea* (poças temporárias dentro de mata), *Crossodactylus* sp. (riachos com leito pedregoso dentro de mata), *Eleutherodactylus binotatus* e *E. guentheri* (chão da mata, distante de corpos d'água) e *Leptodactylus fuscus* (pequenas poças temporárias em áreas abertas).

Em relação ao índice pluviométrico anual de Londrina, é possível dividi-lo em quatro períodos distintos (fig. 29): início da estação chuvosa (setembro a novembro), meio da estação chuvosa (dezembro a fevereiro), final da estação chuvosa (março a maio) e estação seca (junho a agosto). Bernarde & Anjos (1999) observaram, ao longo de um ano (englobando, portanto, os quatro períodos pluviométricos), certas preferências entre as espécies durante as atividades de vocalização (tab. 3). *Bufo crucifer* ocorreu principalmente durante a estação seca; *Hyla prasina* durante o final da estação chuvosa e durante a estação seca; *Scinax fuscovarius* e *Leptodactylus fuscus* apresentaram atividade de vocalização apenas durante o início da estação chuvosa. Oito espécies

ocorreram principalmente durante o início e o meio da estação chuvosa: *Aplastodiscus perviridis*, *H. faber*, *H. minuta*, *H. nana*, *Phyllomedusa tetraploidea*, *Eleutherodactylus binotatus*, *E. guentheri* e *Physalaemus cuvieri*. As espécies *Scinax perereca*, *Proceratophrys avelinoi* e *Hyalinobatrachium uranoscopum* apresentaram atividade em todas as estações, entretanto, ocorreram interrupções ao longo do ano. *Crossodactylus* sp. apresentou atividade ao longo de todo o ano.

A maioria das espécies do Parque Estadual Mata dos Godoy apresentou atividade exclusivamente noturna, iniciando a vocalização durante o crepúsculo (Bernarde & Anjos, 1999). Apenas *Crossodactylus* sp. apresentou atividade exclusivamente diurna, com maior pico de vocalização ao entardecer.

Uma das mais notáveis características dos anfíbios anuros é a diversidade de modos reprodutivos (Pough *et al.*, 1993), sendo conhecidos cerca de 30 modos dife-



**Figura 29.** Média pluviométrica (barras) e temperatura média (linhas) do município de Londrina (PR) entre 1976 e 1997.

**Tabela 3.** Período de atividade de vocalização das espécies de anfíbios anuros entre os meses de dezembro de 1997 e novembro de 1998 no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina (PR). + = presença; - = ausência.

Espécie	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov
<i>Aplastodiscus perviridis</i>	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+
<i>Bufo crucifer</i>	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	-	-
<i>Bufo paracnemis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Crossodactylus</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Eleutherodactylus binotatus</i>	+	+	+	-	-	-	-	-	-	+	+	+
<i>Eleutherodactylus guentheri</i>	+	+	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+
<i>Hyalinobatrachium uranoscopum</i>	+	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+	+
<i>Hyla albopunctata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Hyla faber</i>	+	+	+	+	-	-	-	-	-	+	+	+
<i>Hyla minuta</i>	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+	+	+
<i>Hyla nana</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+
<i>Hyla prasina</i>	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-
<i>Leptodactylus fuscus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+
<i>Phyllomedusa tetraploidea</i>	+	+	+	-	-	-	-	-	-	+	+	+
<i>Physalaemus cuvieri</i>	+	+	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+
<i>Proceratophrys avelinoi</i>	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+
<i>Scinax fuscovarius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-
<i>Scinax perereca</i>	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+
Total	12	12	10	7	4	4	4	7	9	15	14	15

rentes de reprodução entre eles (Duellman & Trueb, 1986; Haddad & Hödl, 1997; Haddad & Pombal Jr., 1998) e, desses, sete ocorrem entre as espécies do Parque Estadual Mata dos Godoy (tab. 4). O modo 1, que corresponde ao mais basal na filogenia dos anuros, foi o mais abundante entre as espécies. *Bufo crucifer* utilizou os modos 1 e 2. As desovas em “piscinas” (*Hyla*

*faber*) e sobre a vegetação (*Hyalinobatrachium uranoscopum* e *Phyllomedusa tetraploidea*) protegem as espécies contra predadores aquáticos. No caso de *H. faber*, pode ocorrer cuidado parental (Martins *et al.*, 1998). Os ninhos de espuma dos leptodactilídeos fornecem certa proteção contra a dessecação e contra predadores, e também auxilia na aeração e na termorregulação

**Tabela 4.** Modos reprodutivos das espécies de anuros no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina (PR). 1 = ovos depositados diretamente em ambientes aquáticos lênticos — após a eclosão, os girinos se alimentam e se desenvolvem até a metamorfose; 2 = ovos depositados em ambientes aquáticos lóticos — após a eclosão, os girinos se alimentam e se desenvolvem até a metamorfose; 3 = ovos depositados em piscinas escavadas pelo macho — após a inundação, os girinos completam o desenvolvimento na poça; 8 = ovos depositados em ninhos de espuma flutuantes — os girinos completam o desenvolvimento na poça; 17 = ovos terrestres, com desenvolvimento direto; 18 = ovos depositados sobre a vegetação acima de corpos d’água (poças ou riachos) — após a eclosão, os girinos caem na água, onde completam o desenvolvimento; 21 = ovos depositados em ninhos de espuma em tocas escavadas pelo macho no solo da margem de ambientes aquáticos inundáveis — após a inundação, os girinos completam o desenvolvimento na água. \* O modo reprodutivo de *Aplastodiscus perviridis* é desconhecido na literatura.

Espécie	Modo de reprodução						
	1	2	3	8	17	18	21
<i>Aplastodiscus perviridis</i> *							
<i>Bufo crucifer</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Bufo paracnemis</i>	+						
<i>Crossodactylus</i> sp.		+					
<i>Eleutherodactylus binotatus</i>					+		
<i>Eleutherodactylus guentheri</i>					+		
<i>Hyalinobatrachium uranoscopum</i>							+
<i>Hyla albopunctata</i>	+						
<i>Hyla faber</i>			+				
<i>Hyla minuta</i>	+						
<i>Hyla nana</i>	+						
<i>Hyla prasina</i>	+						
<i>Leptodactylus fuscus</i>							+
<i>Phyllomedusa tetraploidea</i>						+	
<i>Physalaemus cuvieri</i>					+		
<i>Proceratophrys avelinoi</i>	+						
<i>Scinax fuscovarius</i>	+						
<i>Scinax perereca</i>	+						
Total	9	2	1	1	2	2	1

(Duellman & Trueb, 1986). O desenvolvimento direto a partir de ovos, encontrado nas duas espécies de *Eleutherodactylus*, onde ocorre a supressão da fase larval com a eclosão de miniaturas do adulto, permite que elas se distribuam no interior da mata, em ambientes distantes de corpos d'água.

As espécies de anuros do Parque Estadual Mata dos Godoy vocalizam para atrair as fêmeas, o que é o padrão difundido nesse grupo animal. Indivíduos machos de algumas espécies podem apresentar interações agonísticas durante os turnos de vocalização, o que pode resultar em combates físicos. Esse comportamento foi registrado para *Hyla faber* (Martins *et al.*, 1998), *H. minuta* (Cardoso & Haddad, 1984) e *H. nana* (Cardoso, 1981). Em *H. minuta* e *H. prasina* pode ser observado o comportamento de machos satélites (Haddad, 1991; 1992), onde um indivíduo fica sem vocalizar próximo a um macho que vocaliza, aguardando uma vaga no sítio de vocalização ou para interceptar uma eventual fêmea que se aproxime. *Bufo crucifer* pode apresentar o comportamento de procura ativa por fêmeas (Haddad, 1991), que consiste em o macho percorrer o ambiente de reprodução, sem vocalizar, à procura da fêmea para o acasalamento. O comportamento do macho deslocador, no qual um macho solitário encontra um casal em amplexo e tenta deslocar o macho acasalado do dorso da fêmea, foi observado para *B. crucifer* por Haddad (1991).

A maioria das espécies apresentou atividade de vocalização durante a estação chuvosa e quente (setembro a fevereiro). Em relação à utilização dos recursos para a reprodução, houve sobreposição parcial entre as espécies, sendo mais pronunciada na sazonalidade e no turno de vocalização. Os sítios de vocalização, e principalmente as diferenças nas vocalizações de anúncio, parecem funcionar primariamente como isolamento reprodutivo.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Algumas espécies de anuros na região de Londrina são encontradas apenas dentro de matas; outras, sempre próximas a elas (Bernarde *et al.*, 1997). A ocorrência dessas espécies está relacionada com os ambientes utilizados para a reprodução: *Hyalinobatrachium uranoscopum* se reproduz em árvores das margens de ribeirões, no interior de matas; *Crossodactylus* sp. utiliza riachos com leito pedregoso no interior de matas; as duas espécies de *Eleutherodactylus*, que apresentam desenvolvimento direto, são observadas apenas no interior de matas; *Aplastodiscus perviridis* é encontrada sobre a vegetação arbustiva marginal de riachos e *Proceratophrys avelinoi* em brejos, ambas próximas a ambientes florestados; *Scinax perereca* é observada no interior e em borda de mata em diversas localidades no Paraná, entretanto, em Guararapes (SP) é observada se repro-

duzindo em áreas abertas (Bernarde & Kokubum, 1999); *Hyla faber* pode ocorrer em áreas abertas, mas sempre próxima a algum capão de mata (M. Martins, com. pess.). Duas espécies encontradas em Telêmaco Borba, *H. gr. albosignata* e *Phasmahyla* sp., pertencem a grupos que se reproduzem em riachos dentro de matas (Cruz & Peixoto, 1984; Cruz, 1990). A vulnerabilidade dessas espécies na bacia do rio Tibagi está relacionada com a dependência de áreas florestadas, uma vez que a vegetação original foi quase totalmente destruída.

## Referências Bibliográficas

- Abelson, P.H. 1990. Uncertainties about global warming. *Science*, 247:1529.
- Alford, R.A. & Richards, S.J. 1999. Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 30:133-165.
- Andrade, G.V. 1987. Reprodução e vida larvária de anuros (Amphibia) em poça de área aberta na Serra do Japi, estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Bernarde, P.S. 1998. *Hyla punctata*. Geographic distribution. *Herpetol. Rev.*, 29:246.
- Bernarde, P.S. 1999a. *Hyla uruguayana*. Geographic distribution. *Herpetol. Rev.*, 30:230.
- Bernarde, P.S. 1999b. Aspectos da biologia e ecologia da anurofauna do município de Londrina, estado do Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- Bernarde, P.S. & Anjos, L. dos. 1999. Distribuição espacial e temporal da anurofauna no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). *Com. do Mus. de Ciênc. da PUCRS, sér. Zool.*, 12:127-140.
- Bernarde, P.S. & Kokubum, M.C.N. 1999. Anurofauna do município de Guararapes, estado de São Paulo, Brasil (Amphibia: Anura). *Acta Biol. Leopoldensia*, 21:89-97.
- Bernarde, P.S. & Machado, R.A. 1999. *Hyla faber* (Smith Frog). Larval cannibalism. *Herpetol. Rev.*, 30:162.
- Bernarde, P.S.; Machado, R.A.; Morato, S.A.A.; Moura-Leite, J.C.; Anjos, L. dos; Paula, A. de; Rodrigues, M.D. & Silveira, G. 1997. A importância do Parque Estadual Mata dos Godoy na conservação de algumas espécies de anfíbios e répteis florestais na região de Londrina, Paraná, Brasil. In: *Anais do 2º Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação* (Curitiba, PR), 2:478-484.
- Bernarde, P.S.; Souza, M.B. & Kokubum, M.C.N. 1999. Predation on *Hyla minuta* Peters, 1872 (Anura, Hylidae) by *Ancylometes* spp. (Araneae, Pisauridae). *Biociências*, 7:199-203.
- Bernarde, P.S.; Moura-Leite, J.C.; Machado, R.A. & Kokubum, M.C.N. 2000. Diet of the colubrid snake, *Thamnodynastes strigatus* (Günther, 1858) from Paraná state, Brazil, with field notes on anuran predation. *Rev. Bras. de Biol.*, 60(4):695-699.
- Bertolucci, J.A. 1998. Annual patterns of breeding activity in atlantic rainforest anurans. *J. Herpetol.*, 32:607-611.
- Blaustein, A.R. 1994. Amphibians in a bad light. *Natural History*, 9:32-39.
- Blaustein, A.R. & Wake, D.B. 1995. Declive de las poblaciones de anfíbios. *Investigación y Ciencia*, 1995:8-13.
- Cardoso, A.J. 1981. Biologia e sobrevivência de *Physalaemus cuvieri* Fitz., 1826 (Amphibia: Anura) na natureza. *Ciênc. Cult.*, 33:1224-1228.
- Cardoso, A.J. 1986. Utilização de recursos para reprodução em comunidades de anuros no Sudeste do Brasil. Tese de Dou-

- torado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Cardoso, A.J. & Haddad, C.F.B. 1984. Variabilidade acústica em diferentes populações e interações agressivas de *Hyla minuta* (Amphibia: Anura). *Ciênc. Cult.*, 36:1393-1132.
- Cardoso, A.J.; Andrade, G.V. & Haddad, C.F.B. 1989. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no Sudeste do Brasil. *Rev. Bras. Biol.*, 49:241-249.
- Cruz, C.A.G. 1990. Sobre as interações intergenéricas de *Phyllomedusa* da floresta atlântica (Amphibia: Anura: Hylidae). *Rev. Bras. Biol.*, 50:709-726.
- Cruz, C.A.G. & Peixoto, O.L. 1984. Espécies verdes de *Hyla*: o complexo "*albosignata*" (Amphibia: Anura: Hylidae). *Arq. Univ. Fed. Rural Rio de Janeiro*, 7:31-47.
- Duellman, W.E. 1978. The biology of a equatorial herpetofauna in Amazonian Ecuador. *Misc. Publ. Mus. Nat. Hist. Univ. Kansas*, 65:1-352
- Duellman, W.E. 1990. Herpetofaunas in neotropical rainforests: comparative composition, history, and resource use. In: Four neotropical rainforests. A.H. Gentry (ed.). Yale Univ. Press, New Haven. pp.455-505.
- Duellman, W.E. & Trueb, L. 1986. Biology of amphibians. McGraw-Hill Book Company, New York.
- Ehrlich, D. 1979. Predation by bullfrog tadpoles (*Rana catesbeiana*) on eggs e newly hatched larvae of the plains leopard frog (*Rana blairi*). *Bull. Md. Herpet. Soc.*, 15:25-26.
- Eterovick, P.C. & Sazima, I. 1998. New species of *Proceratophrys* (Anura: Leptodactylidae) from southeastern Brazil. *Copeia*, 1998:159-164.
- Giaretta, A.A.; Bernarde, P.S. & Kokubum, M.N.C. 2000. A new species of *Proceratophrys* (Anura: Leptodactylidae) from the Amazon rain forest. *J. Herpetol.*, 34:173-178.
- Guix, J.C. 1990. Introdução e colonização de *Rana catesbeiana* Shaw, 1802 em um pequeno vale no município de Suzano (SP), Sudeste do Brasil. *Grupo Est. Ser. Doc.*, 2:32-34.
- Haddad, C.F.B. 1991. Ecologia reprodutiva de uma comunidade de anfíbios anuros na Serra do Japi, Sudeste do Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Haddad, C.F.B. 1992. Satellite behavior in the neotropical treefrog, *Hyla minuta*, (Anura, Hylidae). *J. Herpetol.*, 25:226-229.
- Haddad, C.F.B. 1998. Biodiversidade dos anfíbios no estado de São Paulo. In: Biodiversidade do estado de São Paulo: síntese do conhecimento ao final do século XX. 6. Vertebrados. R.M.C. Castro (ed.). Fapesp, São Paulo. pp.17-26.
- Haddad, C.F.B. & Bastos, R.P. 1997. Predation on the toad *Bufo crucifer* during reproduction (Anura, Bufonidae). *Amphibia-Reptilia*, 18:295-298.
- Haddad, C.F.B. & Hödl, W. 1997. New reproductive mode in anurans: bubble nest in *Chiasmocleis leucostila* (Microhylidae). *Copeia*, 1997:585-588.
- Haddad, C.F.B. & Pombal Jr., J.P. 1998. Redescription of *Physalaemus spiniger* (Anura: Leptodactylidae) and description of two new reproductive modes. *J. Herpetol.*, 32:557-565.
- Haddad, C.F.B. & Sazima, I. 1992. Anfíbios anuros da Serra do Japi. In: História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil. L.P.C. Morellato (ed.). Ed. da Unicamp, Campinas. pp.188-211.
- Haddad, C.F.B.; Cardoso, A.J. & Castanho, L.M. 1990. Hibridação natural entre *Bufo ictericus* e *Bufo crucifer* (Amphibia: Anura). *Rev. Bras. Biol.*, 50:739-744.
- Hays, M.P. & Warner, J. 1985. Life history notes. Anura. *Rana catesbeiana* (Bullfrog). *Food Herpetol. Rev.*, 16:109.
- Hays, M.P.; Rand, A.S.; Cruz, C.A.G. & Peixoto, O. 1988. Declinations, extinctions, and colonizations of frog populations in southeast Brazil and their evolutionary implications. *Biotropica*, 20:230-235.
- Heyer, W.R.; Rand, A.S.; Cruz, C.A.G.; Peixoto, O.L. & Nelson, C.E. 1990. Frogs of Boracéia. *Arq. Zool.*, 31: 231-410.
- Jim, J. 1980. Aspectos ecológicos dos anfíbios registrados na região de Botucatu, estado de São Paulo (Amphibia, Anura). Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Kirkpatrick, R.D. 1982. Life history notes. Anura. *Rana catesbeiana* (bullfrog). *Food. Herpetol. Rev.*, 13:17.
- Kupferberg, S.J. 1997. Bullfrog (*Rana catesbeiana*) invasion of a California river: the role of larval competition. *Ecology*, 78:1736-1751.
- Kwet, A. & Di-Bernardo, M. 1999. Pró-mata – Anfíbios. *Amphibien. Amphibians. EDIPUCRS, Porto Alegre.*
- Langone, J.A. & Segalla, M.V. 1996. Una nueva espécie de *Eleutherodactylus* del estado de Paraná, Brasil. *Com. Zool. Mus. Hist. Nat. Montevideo*, 185:1-8.
- Machado, R.A.; Bernarde, P.S.; Morato, S.A.A. & Anjos, L. dos. 1999. Análise comparada da riqueza de anuros entre duas áreas com diferentes estados de conservação no município de Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). *Revta. bras. Zool.*, 16:997-1004.
- Martins, M.; Sazima, I. & Egler, S.G. 1993. Predators of the nest building gladiator frog, *Hyla faber*, in southeastern Brazil. *Amphibia-Reptilia*, 14:307-309.
- Martins, M.; Pombal Jr., J.P. & Haddad, C.F.B. 1998. Escalated aggressive behaviour and facultative parental care in the nest building gladiator frog, *Hyla faber*. *Amphibia-Reptilia*, 19:65-73.
- Minton, J.E. 1949. Coral snake preyed upon by the bullfrog. *Copeia*, 4:288.
- Pombal Jr., J.P. 1997. Distribuição espacial e temporal de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Parana-piacaba, Sudeste do Brasil. *Rev. Bras. Biol.*, 57:583-594.
- Pombal Jr., J.P. & Haddad, C.F.B. 1992. Espécies de *Phyllomedusa* do grupo *burmeisteri* do Brasil oriental, com descrição de uma espécie nova (Amphibia, Hylidae). *Rev. Bras. Biol.*, 52:217-229.
- Pombal Jr., J.P.; Wistuba, E. & Bornschein, M. 1998. A new species of Brachycephalid (Anura) from the atlantic rainforest of Brazil. *J. Herpetol.*, 32:70-74.
- Pough, F.H.; Heiser, J.B. & McFarland, W.N. 1993. A vida dos vertebrados. Atheneu, São Paulo.
- Rocha, V.J. 1995. Dieta, ação sobre as sementes, padrão de atividade e área de uso de *Cebus apella* (Linnaeus, 1758) em três fragmentos florestais de tamanhos distintos na região de Londrina-PR. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- Rossa-Feres, D. & Jim, J. 1994. Distribuição sazonal em comunidade de anfíbios anuros na região de Botucatu, São Paulo. *Rev. Bras. Biol.*, 54:323-334.
- Rossa-Feres, D. & Jim, J. 1996. Distribuição espacial em comunidades de girinos na região de Botucatu, São Paulo (Amphibia: Anura). *Rev. Bras. Biol.*, 56:309-316.
- Weygoldt, P. 1989. Changes in the composition of mountain stream frog communities in the atlantic mountains of Brazil: frogs as indicators of environmental deteriorations? *Stud. Neot. Fauna and Environment*, 243:249-255.

## **Abelhas indígenas sem ferrão: aspectos fisiocológicos e biodiversidade**

Edson A. Proni e Oílton J. D. Macieira

**ABSTRACT** – (Native stingless bees: physioecological aspects and biodiversity) Stingless indigenous bees (meliponinae) are found in the tropical areas and in some important areas of subtropical temperate climate of the Earth, up to 30 degrees north and south latitudes. These bees are considered of vital importance for the ecosystem by many authors due to their efficiency as pollinators. In tropical areas, studies have shown that the pollination accomplished by the indigenous bees acts against reproductive isolation, with a resulting increase in biodiversity. The meliponinae depend almost directly on certain environmental limiting factors and on the characteristic flora of each area. Thus, studies that aim to know the biology of these bees can bring solutions for conservation and handling of the current ecosystems, as well as for the balance of the energy flow in trophic chains. Therefore, physioecological studies such as thermoregulation capacity of the nests, metabolic activity and thermal limits of adaptation can aid future projects concerning replacement and preservation of the referred species of bees. They can also contribute to the handling and harvest of some species for the nutritional and therapeutic use of honey.

Key words – Biodiversity, circadian rhythm, insecticide toxicity, lethal temperature, stingless bee, thermoregulation.

### **INTRODUÇÃO**

Atualmente, cerca de 20 mil espécies de abelhas, possuindo uma diversificação muito rica de comportamento, tamanho e morfologia, habitam os mais diversos tipos de ecossistema. A maior parte dessas abelhas apresenta hábitos solitários, mas uma parte delas mostra vários níveis de organização social, ou seja, vive em colônias.

As abelhas indígenas sem ferrão (meliponíneos) são encontradas nas regiões tropicais e em algumas importantes regiões de clima temperado subtropical da Terra, até 30 graus de latitude norte e sul. Portanto, são encontradas na maior parte da América neotropical, ou seja, na maioria do território latino-americano (desde o Rio Grande do Sul até o México), na Austrália, na Indonésia, na Malásia, na Índia e na África. Uma característica comum e que chama muito a atenção, nessas abelhas, é a presença de um ferrão atrofiado, que não pode ser usado como defesa, sendo por isso denominadas popularmente de abelhas sem ferrão. Pertencem à superfamília Apoidea, que é subdividida em oito famílias: Colletidae, Andrenidae, Oxaeidae, Halictidae, Melittidae, Megachilidae, Anthophoridae e Apidae. A

família Apidae, por sua vez, se subdivide em quatro subfamílias: Euglossinae, Bombinae, Apinae e Meliponinae.

Os Apidae são elos muito importantes das cadeias tróficas, colaborando na manutenção de um fluxo de energia para as demais espécies animais, incluindo o homem. Assim, os ecossistemas dependem dos processos de polinização realizados por esses insetos para a manutenção dos recursos genéticos das plantas nativas ou cultivadas, as quais são a base para a sobrevivência das espécies, principalmente em relação ao aumento populacional humano, cujo incremento na produção de alimentos é uma necessidade primária (Kerr, 1997).

Segundo Hoyt (1992), a variabilidade genética das populações vegetais exóticas e de seus parentes silvestres é um recurso para a manutenção do vigor híbrido das cultivares domesticadas usadas na alimentação humana e na economia agrícola e, sendo assim, a heterogeneidade ambiental exige das plantas domesticadas grande flexibilidade em seu genoma. Portanto, uma cultura torna-se mais sensível às variações ambientais (epidemias, pragas, clima, etc.) com o desenvolvimento de uniformidade genética ocasionado pelos cruzamentos consanguíneos.

De acordo com Roubik (1989), a variabilidade genética é produzida pelo cruzamento entre plantas dióicas. Dessa maneira, as abelhas nativas sem ferrão são parte integrante desse mecanismo de reprodução vegetal, aumentando a produtividade das plantas cultivadas e a fertilidade dos vegetais que dependem da polinização cruzada (Camillo, 1996; Hoffmann & Pereira, 1996; Gimenes & Marques, 1996; Mateus *et al.*, 1996).

Essa eficiência na polinização e no ciclo reprodutivo dos vegetais tropicais deve-se à grande variação no tamanho dos indivíduos dessas espécies de abelhas (Roubik, 1989). Segundo Kerr (1997), a polinização e a frutificação de plantas nativas fanerógamas, em torno de 30% das espécies de caatinga e pantanal, e de até 90% em algumas manchas de Mata Atlântica (Serra do Mar, no Espírito Santo) e algumas partes da Amazônia, necessitam dos meliponíneos.

Em Mamirauá, segundo Kerr (1997), não obstante a proibição de caça, os macacos uacaris estão diminuindo em número. Foi fácil detectar o motivo: três espécies de abelhas grandes e boas produtoras de mel (*Melipona seminigra*, *Melipona rufiventris* e *Melipona crinita*) são polinizadoras de centenas de espécies de árvores frutíferas. As populações indígenas e ribeirinhas daquela área coletam mel e plantas para uso alimentar e medicinal, não considerando agressão à natureza derubar um tronco de árvore que tenha uma colônia; essa colônia é aberta, e o mel, o geoprópolis, a geléia real, as larvas e as pupas são utilizados como veículos para remédios — e o que não é utilizado joga-se fora, sendo, geralmente, comido pelas formigas. A primeira consequência ecológica imediata é a diminuição da polinização, da fecundação e dos frutos — diminuindo, conseqüentemente, os frutos disponíveis para os uacaris. A segunda, é que a falta de polinização de uma espécie tem, na sua população, efeito semelhante ao de um gene letal ou semi-letal. Uma árvore pequena de *Gliricidium sepium* produziu 600 sementes em polinização aberta, contra 13 quando se evitou a polinização por abelhas. Num ecossistema, a importância das abelhas cresce à medida em que aumenta a proporção de espécies de plantas bissexuais ou dióicas e daquelas que são obrigatoriamente panmíticas.

Estudos referentes à associação inseto-planta, especificamente entre meliponíneos e vegetais nativos, na região de Manaus (AM), verificaram que a extinção de espécies nativas de abelhas implica na extinção de espécies vegetais, desequilibrando os ecossistemas (Absy & Kerr, 1977; Absy *et al.*, 1980, 1984; Kerr *et al.*, 1978; Roubik, 1989).

Devido à sua eficiência como polinizadoras, muitos autores consideram as abelhas sem ferrão como de importância vital para os ecossistemas. A criação da maioria das espécies de abelhas está ligada principalmente ao seu emprego como auxiliar na agricultura e em projetos de florestamento, onde inúmeras espécies

vegetais dependem de processos de polinização cruzada. De acordo com Nogueira Neto (1953), essas abelhas têm mais valor como agentes polinizadores do que como produtoras de mel.

Alguns estudos também demonstraram que nas regiões tropicais a polinização realizada pelas abelhas indígenas diminui o isolamento reprodutivo, resultando em um aumento na biodiversidade (Price, 1975; Bawa & Opler, 1975; Jansen, 1975; Michener, 1974; Roubik, 1979; Absy *et al.*, 1984).

Nas florestas brasileiras, segundo Kerr *et al.* (1996), as abelhas indígenas constituem-se nas principais polinizadoras de 40 a 90% das árvores, enquanto que outros animais, como morcegos, aves, borboletas e alguns mamíferos desempenham o papel polinizador restante. A diminuição ou eliminação dessas abelhas, a médio prazo, modificará a estrutura florística dessas áreas, criando um desequilíbrio nos ecossistemas, com conseqüências imprevisíveis para a perenização da fauna e flora atuais.

Em regiões de elevada umidade atmosférica, as abelhas indígenas levam certa vantagem de adaptação em relação às abelhas africanizadas (*Apis mellifera scutellata*), que têm dificuldade em retirar a alta umidade do néctar para transformá-lo em mel, o que não se constitui um problema para as abelhas sem ferrão, pois seu mel é mais aquoso.

No Brasil, muitas espécies de abelhas indígenas sem ferrão estão seriamente ameaçadas de extinção em conseqüência das alterações de seus habitats, causadas por atividades antropogênicas como desmatamentos, queimadas, uso de agrotóxicos, processos de urbanização, ação predatória de melieiros, etc. Além disso, diversas espécies de abelhas indígenas sem ferrão são combatidas pelos apicultores, por serem consideradas competidoras de *Apis mellifera*. Entretanto, a magnitude dessa competição não é perfeitamente conhecida e, em muitos casos, é absolutamente destituída de importância. Segundo Kerr *et al.* (1996), das mais de 400 espécies de meliponíneos catalogadas, 100 estão em perigo de extinção.

Na região Norte do Paraná, constatou-se que a biodiversidade atual dessas abelhas está seriamente ameaçada e, de uma forma geral, entre os vários fatores que contribuíram para tal situação está a diminuição de áreas florestadas — no início do século o estado do Paraná contava com 83,4% (166.446 Km<sup>2</sup>) de sua área coberta por florestas nativas e, atualmente, essa área é de aproximadamente 5%, sendo que a maior parte pertence à Serra do Mar. O estado de preservação dos remanescentes de florestas é precário nas áreas de planalto. De acordo com o governo do estado do Paraná, no ano de 1987 as florestas ciliares praticamente inexistiam. Esse quadro é resultado da colonização e da exploração agropastoril: na década de 30, com a colonização no chamado terceiro planalto (norte do

Paraná), onde as terras roxas foram descobertas, teve início um desmatamento intensivo visando dar lugar a monoculturas extensivas, atividades pecuárias e processos de urbanização.

Outro impacto ambiental negativo da alteração do hábitat natural dos meliponíneos é a transformação de florestas em pequenas capoeiras e a estratificação e descontinuidade das reservas, o que impede o cruzamento de colônias de diferentes regiões devido à distância que as separam, normalmente de mais de 6 km (Aidar, 1996).

Os meliponíneos dependem quase que diretamente de parâmetros ligados a certos fatores ambientais limitantes e da característica florística de cada região. Assim, os estudos destinados a conhecer a biologia dessas abelhas poderão trazer soluções para a conservação e o manejo dos ecossistemas atuais, bem como para o equilíbrio do fluxo de energia nas cadeias tróficas. Portanto, estudos fisioecológicos como capacidade de termorregulação de ninhos, atividade metabólica e limites térmicos de adaptação poderão auxiliar futuros projetos de reposição e preservação das referidas espécies de abelhas, bem como contribuir para o manejo e a meliponicultura de algumas espécies, visando o uso nutricional e terapêutico do mel.

## ASPECTOS FISIOECOLÓGICOS

### Capacidade de Termorregulação de Ninhos

As sociedades de abelhas são complexas e, de modo geral, apresentam como importante característica a capacidade de controlar o microclima do ninho. Entre as abelhas do gênero *Apis*, de acordo com a literatura, esse controle atinge o máximo de desenvolvimento como resultado de eficientes métodos de produção e conservação de calor, ventilação e coleta de água para evaporação.

Na verdade, a regulação climática no interior dos ninhos é um problema crucial para todos os insetos eusociais. A cria, em muitas espécies, é altamente sensível a extremos de temperatura e umidade. Várias estratégias têm sido desenvolvidas para o controle climático dos ninhos, desde o transporte da cria no interior destes até o aquecimento e resfriamento internos, ou ainda uma regulação climática altamente complexa, como em *Apis mellifera* (Moritz & Crewe, 1988).

De acordo com Seeley & Heinrich (*apud* Heinrich, 1981), as abelhas constituem, entre os insetos sociais, o grupo que apresenta maior diversidade nos níveis de sociabilidade, e essa ampla dimensão na evolução social é comparável à extensa gama de mecanismos para controle de temperatura encontrada entre as sociedades desses insetos. Segundo os autores, os estudos de termorregulação em ninhos eram muito raros em abelhas sem ferrão até o início da década de 80, mas caracte-

rísticas básicas de sua biologia indicavam que o controle de temperatura e os respectivos níveis de precisão seriam encontrados em estudos futuros.

Com respeito a estudos de termorregulação em abelhas sem ferrão, podemos destacar os seguintes trabalhos: a) Zucchi & Sakagami (1972), que mediram, durante 24 horas (a cada meia hora), as temperaturas internas e externas de uma colônia de *Trigona spinipes* — os autores compararam os dados obtidos com aqueles encontrados em outras espécies de abelhas (*Melipona rufiventris*, *M. quadrifasciata*, *Trigona depilis*, *P. droryana*, *T. varia* e *T. mülleri*), tendo observado que a capacidade de termorregulação variava entre elas; b) Oliveira (1973), que observou as temperaturas internas de duas colônias de *Plebeia saiqui*, acondicionadas em caixa de madeira, constatando que essas abelhas não controlavam efetivamente a temperatura interna do ninho, cuja diferença maior foi de 4°C entre a temperatura interna e a ambiente; c) Fletcher & Crewe (1981), que estudaram a termorregulação em *Trigona (plebeina) denoiti*, verificando que nesses ninhos as abelhas apresentaram habilidade semelhante à de *Apis mellifera* para elevar a temperatura da área de cria acima da temperatura ambiente, mantendo uma média entre 31 e 32°C; d) Roubik & Peralta (1983), que verificaram a termorregulação em ninhos de duas espécies de meliponíneos da Amazônia, a *Melipona rufiventris* e a *M. seminigra*, observando padrões semelhantes em ambas as espécies; e) Rosenkranz *et al.* (1986), que observaram as reações de colônias de *Scaptotrigona postica depilis* a variações de temperatura ambiental; f) Barros & Junior (1994), que realizaram medidas de temperaturas, durante 24 horas, no meio externo, na área de alimentos e na área de cria em 20 colméias de *Melipona scutellaris*, verificando que, de maneira geral, a área de cria foi a que apresentou uma homeostase eficiente e menor variação térmica, enquanto que na área de alimentos e no meio externo as variações foram próximas e superiores às variações da área de cria.

A capacidade de termorregulação de duas subespécies de abelhas sem ferrão, *Tetragonisca angustula fiebrigi* e *T. a. angustula*, nos períodos de inverno e verão, mostrou um controle térmico eficiente na área de cria, com temperaturas médias de 28,15 e 29,55°C (inverno e verão) para a primeira subespécie e de 28,65 e 31,6°C (inverno e verão) para a segunda, com variações gerais da temperatura ambiental de 10,5 a 24,4°C (inverno) e 18,9 a 36,3°C (verão) (Proni & Hebling, 1996).

Outro trabalho, desenvolvido por Proni (1995), mostrou a influência da espessura e da natureza de certos materiais que poderiam ser utilizados como revestimento externo do ninho na capacidade de termorregulação da subespécie mais comum *Tetragonisca angustula angustula*, durante o inverno e o verão. Alguns materiais estudados poderão ser úteis na montagem de colméias racionais, não só para essas abelhas mas também para



outras espécies de meliponíneos, em cuja domesticação tem-se procurado sempre atingir o potencial máximo de cada espécie, especialmente para melhorar a produção de mel e a polinização.

A colônia de *T. a. angustula* que foi acondicionada em caixa de isopor apresentou uma homeotermia efetiva na região dos favos de cria, com um padrão de curva térmica bem definido e constante, tanto no inverno como no verão, com temperaturas registradas dentro de uma faixa térmica favorável para essas abelhas, que é em torno de 30°C segundo Proni & Hebling (1996). Assim, a amplitude de variação térmica na região dos favos de cria oscilou muito pouco, ficando compreendida entre 29,2 e 30,8°C no inverno e entre 29,8 e 30,4°C no verão (médias de 29,64 e 29,95°C), enquanto as temperaturas ambientais externas oscilavam de 14,5 a 22,3°C no inverno e de 24 a 37,1°C no verão. Dessa maneira, ficou evidenciado que a utilização de isopor como revestimento externo para ninho de abelhas jataí funcionou como um perfeito isolante térmico.

A colônia que foi acondicionada em caixa de ferro, no inverno também apresentou uma ligeira homeotermia na região dos favos de cria, com um padrão de curva térmica inferior e mais irregular que o da caixa de isopor. Na maior parte dos intervalos de medida, as temperaturas registradas ficaram dentro da faixa de adaptação térmica. Assim, ficou evidenciado que, no inverno, a caixa feita de ferro mostrou uma eficiência do controle térmico ligeiramente inferior à caixa de isopor, uma vez que a amplitude de variação térmica ficou compreendida entre 27,6 e 30,2°C (média de 28,95°C), enquanto as temperaturas ambientais externas variaram de 15,5 a 21,2°C nesse mesmo período. Entretanto, no verão esse material demonstrou ser ainda menos eficiente, pois a curva térmica da região dos favos de cria foi superior a 30°C, sendo que a amplitude de variação térmica oscilou entre 31,5 e 34,1°C (média de 32,34°C), enquanto as temperaturas ambientais externas variaram de 22,8 a 36,5°C.

A colônia acondicionada em caixa de vidro também apresentou uma homeotermia na região dos favos de cria durante o inverno, embora a curva térmica tenha extrapolado ligeiramente a faixa ótima de adaptação térmica. Portanto, o vidro demonstrou ser eficiente também nesse período, uma vez que a amplitude de variação térmica oscilou entre 30,8 e 32,1°C (média de 31,63°C), enquanto as temperaturas ambientais externas ficaram entre 14,6 e 21°C. Também no verão o vidro demonstrou ser eficiente no controle térmico, apresentando uma homeotermia relativa, sendo que a curva térmica da região dos favos de cria extrapolou somente em alguns intervalos de medida a faixa térmica tomada como padrão, tendo a amplitude de variação ficado entre 27,8 e 31,7°C (média de 29,68°C), enquanto as temperaturas ambientais externas oscilaram entre 21 e 34,3°C.

A colônia acondicionada em caixa de plástico, tanto no inverno como no verão não apresentou uma homeo-

termia eficiente na região dos favos de cria, pois as curvas térmicas registradas extrapolaram (superior e inferiormente) a faixa térmica padrão, tendo a amplitude de variação térmica no inverno ficado entre 23,5 e 25,9°C (média de 24,76°C) e no verão entre 32,2 e 34,6°C (média de 33,08°C), com as temperaturas externas variando entre 14,5 e 21°C (inverno) e 23,5 e 37,3°C (verão).

Por outro lado, de maneira geral as curvas térmicas registradas nas regiões dos potes de mel e da entrada dos ninhos estudados, de acordo com a tabela 1, em todos os tipos de revestimento utilizados, apresentaram um padrão de variação semelhante ao das curvas térmicas do ambiente externo, demonstrando que o processo de homeotermia é característico da região de cria do ninho.

Para comprovar a importância da presença de operárias, rainhas e cria na termorregulação, Proni & Hebling (1996) realizaram medidas de temperatura no inverno, nas regiões de entrada do ninho e área de cria, em um ninho desabitado de *T. a. angustula*, tendo observado que as curvas térmicas obtidas acompanharam a variação da temperatura ambiental externa.

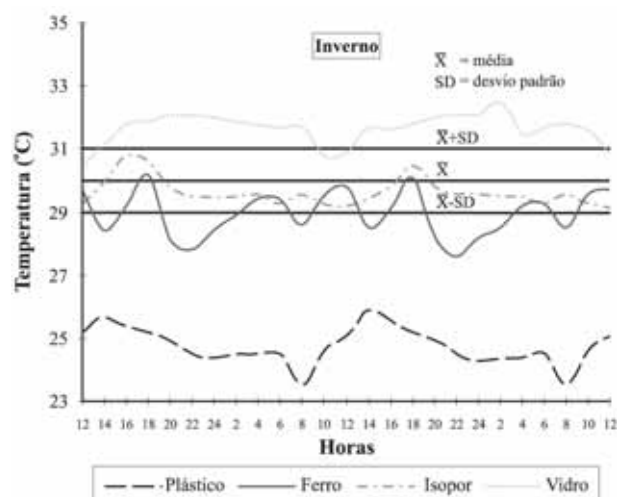
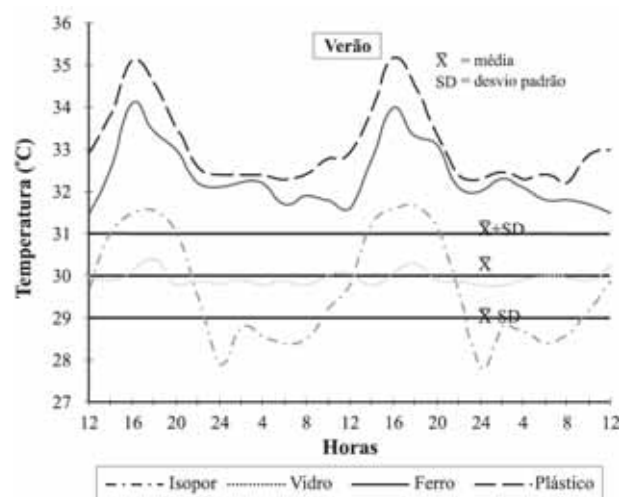
Comparando-se as temperaturas médias observadas na área dos favos de cria de ninhos de *T. a. angustula* (conforme mostram as figuras 1 e 2) mantidos em caixas de isopor (inverno e verão), de ferro (inverno), de vidro (verão) e de plástico (inverno) com esses dados sobre abelhas de mel, observa-se que foram um pouco mais baixas do que as descritas na literatura para abelhas do gênero *Apis*. Por outro lado, as temperaturas médias observadas na região dos favos de cria durante o verão em caixas de ferro, de vidro e de plástico foram mais altas, alcançando um nível semelhante às temperaturas encontradas em colônias de *Apis*.

A capacidade de regulação da temperatura na área dos favos de cria de *T. a. angustula*, em ninhos mantidos com os diversos tipos de material utilizados, provavelmente está relacionada com a sobrevivência de ovos, larvas e pupas presentes nessa região, que supostamente não suportariam mudanças bruscas na temperatura ambiente externa.

Nos ninhos de meliponíneos, geralmente existem diversas lamelas de cerume concêntricas mas muito irregulares, denominadas genericamente de invólucro, que envolvem, de maneira mais ou menos completa, as células de cria. Entretanto, há certas espécies nas quais não existe invólucro algum. Isso ocorre na quase totalidade dos meliponíneos que constroem células de cria em "cacho" (Nogueira Neto, 1970). De acordo com Roubik & Peralta (1983), o invólucro ao redor da área dos favos de cria pode ser considerado como uma adaptação da arquitetura para reter o calor produzido entre os favos pelas abelhas imaturas e operárias adultas. Hockings (1884) e Michener (1961) também já citaram que o invólucro conservava o calor necessário ao desenvolvimento dos ovos de abelhas do gênero *Trigona*.

**Tabela 1.** Temperaturas registradas no ambiente externo (AE) e na região dos favos de cria de ninhos de *Tetragonisca angustula angustula* acondicionados em vários tipos de caixas, no inverno e no verão.

Tipo de caixa	Estação	Amplitude de temperatura (°C)		Média de temperatura (°C) e desvio padrão		Nº de medidas (48 h)
		AE	CRIA	AE	CRIA	
Isopor	inverno	14,5-22,3	29,2-30,8	17,51 ± 2,4	29,64 ± 0,4	25
Isopor	verão	24,0-37,1	29,8-30,4	30,00 ± 4,3	29,95 ± 0,1	25
Ferro	inverno	15,5-21,2	27,6-30,2	17,84 ± 1,6	28,95 ± 0,7	25
Ferro	verão	22,8-36,5	31,5-34,1	28,31 ± 6,4	32,34 ± 0,7	25
Vidro	inverno	14,6-21,0	30,8-32,1	18,17 ± 2,1	31,63 ± 0,4	25
Vidro	verão	21,0-34,3	27,8-31,7	24,96 ± 4,5	29,68 ± 1,2	25
Plástico	inverno	14,5-21,0	23,5-25,9	18,11 ± 1,9	24,76 ± 0,5	25
Plástico	verão	23,5-37,3	32,2-34,6	29,05 ± 4,9	33,08 ± 0,9	25
Madeira	inverno	15,5-24,4	27,3-30,6	18,40 ± 1,8	28,65 ± 0,6	25
Madeira	verão	18,9-36,3	29,0-34,2	26,11 ± 4,6	31,60 ± 0,7	25

**Figura 1.** Curvas térmicas registradas na região dos favos de cria de ninhos de *Tetragonisca angustula angustula* mantidos em diferentes tipos de caixas, no inverno. (Fonte: Proni, 1995)**Figura 2.** Curvas térmicas registradas na região dos favos de cria de ninhos de *Tetragonisca angustula angustula* mantidos em diferentes tipos de caixas, no verão. (Fonte: Proni, 1995)

Com o objetivo de verificar o papel do invólucro natural de cerume, o tamanho dos insetos e o número de indivíduos que formam a população, na capacidade de termorregulação de meliponíneos, Proni (1995) estudou comparativamente outra espécie de abelha sem ferrão, a *Plebeia julianii* Moure, 1962. Essas abelhas apresentam, em comparação com as jataí, menor tamanho corpóreo, populações menos numerosas e seus ninhos não possuem invólucro de cerume protetor dos favos de cria. Por serem mais rústicas, sua criação é muito fácil, embora seus ninhos estoquem apenas uma pequena quantidade de mel, pouco saboroso, ácido e com baixa qualidade higiênica, uma vez que elas podem ter hábitos sujos (Nogueira Neto, 1970).

Proni (1996) também determinou as temperaturas ambientais externas e internas de um ninho de abelhas *Scaura latitarsis* e de um termiteiro arbóreo de *Nasutitermes* sp. (em Londrina-PR), no inverno e no verão. As medidas de temperatura foram feitas com um kit DPM (filcres) adaptado a um termômetro digital com três terminais. A nidificação dessas abelhas (9,8 cm de alt. × 10,2 cm de q) estava no centro do termiteiro

arbóreo (1,58 m de alt. × 1,92 m de q), localizado em um tronco de árvore a 5,8 m do solo, conforme pode ser observado na figura 3 (A e B). Os terminais do termômetro foram inseridos nas áreas de cria de ambos os ninhos, e um terceiro terminal permaneceu no ambiente externo. As leituras de temperatura foram realizadas durante 48 horas, com intervalos de medida a cada duas horas. Analisando-se os resultados, foi observada uma termorregulação bem evidente e com padrões de curvas térmicas semelhantes em ambos os ninhos, como um fenômeno localizável na região dos favos de cria. As temperaturas ambientais externas, no inverno e no verão, oscilaram, respectivamente, de 11,3 a 27,5°C e de 17 a 33°C, enquanto que as temperaturas nas regiões de cria, nos mesmos períodos, variaram entre 30 e 31,9°C (média de 30,8°C) e entre 29,8 e 31,9°C (média de 31,05°C) para o ninho de abelhas; e entre 29 e 30,6°C (média de 29,7°C) e entre 29,7 e 31,7°C (média de 30,45°C) para o ninho de cupins. Os resultados demonstraram a existência de mecanismos termorreguladores ativos, principalmente no termiteiro, tanto no inverno como no verão — o que ocorreu,



**Figura. 3.** A - Ninho de abelhas *Scaura latitarsis* localizado no interior de um termiteiro arbóreo de *Nasutitermes* sp. (em Londrina-PR); B - Detalhe de A: experimento montado, com termômetros inseridos nas áreas centrais das crias do ninho de abelhas e do cupinzeiro arbóreo e no meio ambiente. (Fotos: E.A. Proni)

provavelmente, porque o ninho de abelhas, por não possuir estruturas de isolamento térmico (invólucro e batume), estando no centro do termiteiro absorveu boa parte do calor produzido pelos cupins, funcionando como um mecanismo ativo de produção de calor.

De acordo com Michener (1974), um dos principais atributos do comportamento social é a habilidade das colônias de organismos para controlar as condições de vida no interior do ninho. Assim, a homeostase social envolve virtualmente todas as funções da colônia, incluindo o suprimento de alimentos e a defesa da colônia

contra inimigos naturais, bem como o controle das condições físicas dentro do ninho.

Também Seeley & Heinrich (*apud* Heinrich, 1981) salientaram que a adaptação definitiva ao meio ambiente físico é o controle deste meio, e esse é o nível de adaptação dos insetos sociais (vespas, abelhas, formigas e cupins) que alcançaram um controle térmico dentro de seus ninhos. Segundo esses autores, entre os insetos sociais, as abelhas constituem o grupo de maior diversidade nos níveis de sociabilidade, e essa ampla dimensão na evolução social é comparável com a extensa gama de mecanismos para controle da temperatura.

A vida em uma comunidade eusocial oferece a possibilidade de reduzir o período necessário para o desenvolvimento adequado da prole e, portanto, para uma melhor adaptação às alterações ambientais. A constância da temperatura no centro da cria, produzida pelo calor metabólico, como um subproduto do metabolismo ou da vibração dos músculos de vôo, juntamente com a energia suprida através de intensa alimentação, pode induzir a uma redução do período de desenvolvimento embrionário (Fahrenholz, 1992).

Nogueira Neto (1970) relatou que as colônias de meliponíneos são muito mais sensíveis às baixas temperaturas que as de *Apis mellifera*. De acordo com o autor, quando faz frio, os indivíduos de uma colônia de abelhas européias se agrupam dentro da colméia, formando um agregado (*cluster*), sendo que, segundo Corkins & Gilbert (1932), esse é o fenômeno mais aceito pelos especialistas para explicar a regulação da temperatura nos ninhos de *Apis* durante o inverno envolvendo a conservação do calor produzido pelo metabolismo. Dessa maneira, um declínio na temperatura externa causaria um aumento de atividade e uma taxa metabólica mais alta dentro do agregado, manifestada pelo movimento das asas (*fanning*) e do corpo.

Entretanto, as abelhas indígenas não se agrupam desse modo, embora também se concentrem na zona das células de cria quando faz frio, utilizando mecanismos semelhantes para a produção de calor.

Generalizando, pode-se sugerir que há um mecanismo ativo de controle da temperatura dentro dos favos de cria nas colônias de *Tetragonisca angustula fiebrigi* e *T. a. angustula*, onde parte do calor irradiado por operárias adultas e por indivíduos jovens (larvas e pupas) é mantida por insulação do ninho, através de sua arquitetura natural (invólucro, batume, potes de mel, etc.), e pode ser complementada artificialmente por alguns tipos de material utilizados como revestimento externo nos processos de meliponicultura aplicada.

Em ninhos de *Trigona (Plebeina) denoiti*, Fletcher & Crewe (1981) também observaram que o invólucro do ninho era construído de forma ideal para a conservação do calor, enquanto as outras estruturas (potes de armazenamento, camada de cera, etc.) apresentaram diferentes propriedades de isolamento.

Nogueira Neto (1948) estudou a ventilação de ninhos de meliponíneos, observando que as abelhas agitavam as asas na entrada da colméia, dirigindo para dentro uma corrente de ar — o qual saía por uma outra entrada secundária ou através de fendas ou de batume crivado. Essa estrutura impede a penetração de inimigos naturais mas permite a saída de ar.

Segundo Roubik & Peralta (1983), a área de cria do ninho age como uma fonte de calor na base do ninho e dissipa-o para cima, criando um gradiente termal. Assim, as abelhas imaturas suprem-no de calor e o excesso é desviado pelo batimento de asas na entrada do ninho, que geralmente é conectada à área de cria. De acordo com os autores, não há evidências de resfriamento evaporativo de água no interior de ninhos de *Melipona rufiventris* e *M. seminigra* ou em outras espécies de meliponíneos.

Para os meliponíneos em geral, as características do local onde constroem os ninhos são de enorme importância. Assim, as paredes grossas das árvores ocas ou a terra que está sobre os ninhos subterrâneos atuam como isolantes térmicos naturais que protegem as colônias de abelhas indígenas não só de temperaturas baixas, mas, também, do calor excessivo.

Nas regiões em que o clima é sempre relativamente quente, a proteção contra o frio é menos importante. Nessas zonas, possivelmente todas as espécies locais que fazem ninhos em ocos de árvores poderão viver bem dentro das paredes relativamente finas das colméias racionais. Isso ficou bem evidenciado através dos experimentos realizados no estudo que originou este capítulo, onde foram utilizados diversos materiais, como isopor, ferro, vidro e plástico — cujas propriedades de condutividade térmica são diferentes —, no revestimento externo de ninhos. Entretanto, pôde-se constatar que a caixa de isopor foi a que produziu uma melhor estabilidade termal na região dos favos de cria, tanto no inverno como no verão, não só em relação aos outros materiais como em relação à caixa de madeira e ao tronco de árvore (Proni, 1996).

Nogueira Neto (1970) também experimentou flocos de isopor e até um “farelo” desse material, mas os resultados não foram superiores aos da serragem comum de madeira, que era colocada no espaço existente entre um caixote de proteção externo e a parede da colméia, numa espessura de 3 a 5 cm.

Existem diversas espécies de abelhas que não desenvolvem invólucro protetor para os ninhos, mas, nas Américas, a grande maioria dos meliponíneos o constrói. Esse mecanismo parece fornecer uma proteção pouco eficiente nas regiões frias, embora essa proteção possa ser satisfatória nas zonas tropicais em geral (Nogueira Neto, 1970). Por outro lado, Kerr *et al.* (1967), em suas observações sobre a arquitetura de ninhos de meliponíneos, verificaram a ausência de invólucro em algumas espécies como *Trigona flavicornis*, *T. ghilianii*,

*T. cilipes cilipes*, *T. dorsalis* e *Melipona marginata amazonica*. Segundo os autores, isso seria uma adaptação, com perda da característica de fazer invólucro, uma vez que ele acarretaria a drenagem de energia para uma proteção desnecessária contra as variações de temperatura numa região de clima quente. De acordo com os autores, a falta de invólucro não deve ser considerada como um caráter primitivo, mas como um caráter adaptativo superior, pois há, evidentemente, economia de energia, de trabalho e de cera.

Por sua vez, Michener (1961) fez considerações semelhantes com referência ao caráter de ninho em cachos para *Plebeia* de origem australiana. O autor considera que, nessa espécie, esse tipo de ninho é um caráter adaptativo superior, facilitando a ocupação de buracos muito estreitos e compridos, o que seria difícil para os ninhos organizados em favos horizontais, que em outras abelhas é considerado caráter adaptativo superior.

Os resultados obtidos por Proni (1995) para o ninho de *Plebeia julianii*, caracterizado por não apresentar invólucro protetor dos favos de cria, demonstraram que essas abelhas não controlaram efetivamente a temperatura interna da colméia, uma vez que as curvas térmicas registradas nas regiões de favos de cria e potes de mel e na entrada do ninho acompanharam as variações das temperaturas ambientais externas. Assim, ficou evidenciado que a ausência de invólucro deve ter tido um papel importante para que não ocorresse o processo de homeotermia, ou seja, na capacidade de termorregulação do ninho.

Oliveira (1973) também obteve resultados semelhantes para colméia de *Plebeia saiqui* acondicionada em caixa de madeira. Seus dados demonstraram que essas abelhas não controlavam efetivamente a temperatura interna do ninho, sendo que a maior diferença entre a temperatura interna do ninho e a do ambiente externo foi de apenas 4°C.

Também Zucchi & Sakagami (1972) observaram que os ninhos de *Trigona mulleri* e *T. varia*, caracterizados por apresentar células de cria dispostas em cacho e pela ausência do invólucro, mostraram pouca capacidade de termorregulação. Assim, segundo os autores, a eficiência do fenômeno é variável entre espécies e depende de estruturas isoladoras do calor e da maior ou menor habilidade das abelhas para controlar efetivamente o microclima do ninho.

De acordo com Fahrenholz (1992), pesquisadores já há muito tempo vêm se interessando pelas questões de termorregulação e produção de calor dos insetos sociais, principalmente das abelhas. A vida em uma comunidade de insetos eusociais oferece a possibilidade de reduzir o período necessário ao desenvolvimento individual e melhores adaptações às mudanças no ambiente. Além disso, a necessidade energética individual (balanço metabólico individual) e a produção de calor

beneficiam os membros adultos da comunidade nas estações mais frias.

### Ritmo Circadiano

Os ritmos biológicos podem ser estudados através da cronobiologia, que pode ser entendida como o estudo da organização temporal da matéria viva. Até pouco tempo atrás, a biologia buscava seus modelos e explicações através da descrição espacial de estruturas de organismos, sistemas, tecidos, células ou partes da célula. O tempo, nesses modelos, representa um cenário no qual as estruturas funcionam e onde eventualmente se transformam. A cronobiologia tenta entender o tempo não mais como cenário, mas sim como personagem, ou seja, como elemento organizador da matéria viva. Uma das evidências é a existência de ciclos, isto é, fenômenos que se repetem de tempos em tempos, sugerindo uma imagem de avanço no tempo em círculos ou espiral. Os organismos vivos normalmente expressam esses ciclos de forma bem clara, através de hábitos diurnos ou noturnos, sendo que esses ciclos refletem diretamente sobre os ritmos metabólicos (respiração, alimentação, reprodução, etc.) (Menna-Barreto & Fortunato *apud* Cipolla-Neto, 1988).

Os ritmos biológicos estão presentes em todos os seres vivos, devido ao seu caráter ubíquo, e parecem existir desde os primórdios da vida, tendo mesmo contribuído como fator organizador da matéria viva. Assim, os ritmos biológicos encontrados atualmente em animais e plantas não são apenas uma expressão reflexa dos eventos temporais do mundo externo, mas possuem um caráter endógeno, sendo determinados geneticamente. A demonstração do caráter endógeno dos ritmos biológicos provém de experimentos em que animais ou plantas são isolados de pistas do tempo ambiental, que se poderia supor estar determinando a ocorrência dos fenômenos em estudo, como as variações diárias de luminosidade (ciclo claro-escuro), de temperatura, etc. O período endógeno de um ritmo geralmente é diferente do período do ciclo ambiental a que ele está sincronizado, sendo ligeiramente maior ou menor (Paludetti *apud* Cipolla-Neto, 1988). Por isso, Halberg (1959) introduziu o termo "circadiano" (do latim *circa dies*: cerca de um dia) para caracterizar os ritmos com períodos endógenos próximos de 24 horas, os quais são sincronizáveis em ciclos de 24 horas de claro-escuro.

A mais importante contribuição da cronobiologia ao estudo das atividades dos organismos é a noção de variabilidade das funções biológico-fisiológicas e comportamentais ao longo das 24 horas do dia, o que faz com que os organismos respondam, ou tentem responder, diferentemente a uma mesma situação de trabalho conforme o momento do dia em que ele ocorra. É importante frisar que essas respostas são qualitativamente diferentes, e não apenas maiores ou menores,

como poderia sugerir a interpretação simplista de alguns estudos. Esses estudos poderiam levar à conclusão de que à noite, por terem suas funções biológicas reduzidas, muitas espécies diminuiriam suas atividades (Ferreira *apud* Cipolla-Neto, 1988).

Em um ambiente onde podem ser controladas a temperatura, a luminosidade, a umidade relativa e a alimentação, a taxa metabólica flutua em função do tempo, incluindo os mesmos períodos naturais do ambiente físico externo. Assim, os organismos, cada um em seu ambiente natural, apresentam ritmos ajustados que comandam as várias atividades, que se traduzem em mudanças na taxa metabólica. Segundo Prosser (1973), os períodos comuns para esses padrões decorrentes da atividade biológica são o dia solar, o dia lunar, os meses e o ano.

Segundo Moore-Ede *et al.* (1982), dependendo da hora do dia, um mesmo organismo pode ser fisiológica e bioquimicamente diferente, sendo que os ritmos circadianos ocorrem não apenas em nível basal, mas também devido à capacidade de o organismo reagir de acordo com estímulos do ambiente externo. Ritmos diários têm sido observados em uma grande quantidade de animais, plantas e microorganismos. A periodicidade diurna é considerada endógena em muitos casos, mesmo em condições de escuro constante. Nessas condições, o organismo manifesta seu próprio relógio biológico (Halberg, 1959).

Os ritmos circadianos em animais, apesar de coincidirem com alterações no nível metabólico, podem ou não persistir em condições de laboratório, dependendo de serem mais acentuadamente endógenos ou exógenos (Janda & Marciak, 1957 *apud* Cloudsey-Thompson, 1961).

Estudos sobre a variação rítmica circadiana da taxa metabólica em insetos de modo geral foram realizados por Fingerman *et al.* (1958), em *Romalea microptera*; Kapoor (1972), em ninfas de *Plecoptera*; Chiba *et al.* (1973), em *Tribolium confusum*; Banks *et al.* (1975), em duas espécies de baratas; Brites (1981), em três espécies de baratas (*Blaberus*); e Takahashy-Del-Bianco *et al.* (1992), em *Camponotus rufipes*.

No que diz respeito às abelhas, Heusner & Roth (1963) estudaram a variação nictemeral no consumo de oxigênio em três temperaturas diferentes, onde foi observado que a 20 e 30°C a respiração foi mais elevada durante o dia do que à noite, enquanto que a 35°C esse ritmo não era tão evidente.

Stussi & Heusner (1963) e Heusner & Stussi (1964) observaram que uma abelha isolada e mantida a 30°C apresentava uma variação nictemeral de dispêndio de energia caracterizada por dois períodos: diurno, no qual o metabolismo era alto e irregular, e noturno, onde era mais baixo e regular. Stussi (1966) também estudou comparativamente o consumo de oxigênio de operárias de *A. mellifera*, isoladas e em grupos de dois e de dez

indivíduos, a 15°C. O autor relatou que a presença de outras abelhas não alterou o ritmo do consumo de oxigênio. Posteriormente, Stussi (1968) estudou a variação nictemeral do consumo de oxigênio de operárias isoladas de *A. mellifera* nas temperaturas de 15, 20, 25, 30 e 35°C, e em todas as temperaturas o consumo de oxigênio apresentou uma variação nictemeral com quatro fases: 1) Duas fases onde o metabolismo se mantém em um dado nível: uma fase diurna, onde o nível metabólico é elevado, correspondendo a uma forte atividade locomotora; uma fase noturna, em que o nível é baixo, correspondendo a uma etapa de repouso da abelha; 2) Duas fases de transição: uma de manhã, com o metabolismo aumentando ao passar do período noturno para o diurno; uma fase vespertina, com o metabolismo passando do nível diurno para o noturno. Foi observado, ainda, que a amplitude relativa da variação nictemeral (diferença entre os níveis médios metabólicos diurno e noturno) foi consideravelmente modificada pela temperatura, ou seja, aumentou quando a temperatura diminuiu.

Proni & Macieira (1998) fizeram medidas de consumo de oxigênio para várias espécies de abelhas sem ferrão utilizando respirometria de Warburg, na temperatura de 25°C, com o fotoperíodo normal (dia-claro; noite-escuro). As leituras foram feitas durante uma hora, com um intervalo de três horas, durante 24 horas, sendo que as leituras noturnas foram realizadas com auxílio de luz vermelha (comprimento de onda não captado pelas abelhas), para evitar estímulos luminosos perceptíveis a esses insetos. As horas das leituras foram as seguintes: 10-11 horas; 14-15 horas; 18-19 horas; 22-23 horas; 2-3 horas; 6-7 horas e 10-11 horas. O consumo de oxigênio durante cada fase experimental (uma hora) foi dividido pela massa corpórea do animal (em mg) e os dados foram expressos em mL de O<sub>2</sub>/mg (vivo)/hora.

A figura 4 mostra as taxas respiratórias médias de operárias de *Trigona spinipes*, *T. angustula angustula* e *T. a. fiebrigi* num período de 24 horas, onde se pode observar uma variação nictemeral definida, indicando uma atividade predominantemente diurna para essas espécies (Proni & Hebling, 1984; Macieira & Hebling, 1994). Os resultados obtidos sugerem que a luz desempenhou papel importante na variação nictemeral da taxa respiratória, uma vez que as medidas realizadas entre 18-19 horas e 6-7 horas mostraram, respectivamente, uma queda e uma elevação do consumo de oxigênio. Entretanto, para uma confirmação de que o ritmo apresentado por essas abelhas é do tipo exógeno, serão necessários novos experimentos, com manutenção de condições de luminosidade constante (claro ou escuro) e com fotoperíodo invertido (dia-escuro e noite-claro).

Na figura 5 podem ser observados os dados com a variação nictemeral da taxa respiratória em operárias isoladas de *Melipona quadrifasciata anthidioides*

durante períodos do inverno e do verão (Proni & Macieira, 1998). Analisando-se os resultados em termos de taxas respiratórias, verificou-se um mesmo padrão de ritmo metabólico tanto no inverno como no verão, destacando-se uma maior intensidade de consumo no período das 10 às 15 horas. A partir das 15 horas, as taxas metabólicas decresceram até atingir valores mínimos no período das 18 às 7 horas, tornando, a partir daí, a se elevar gradualmente, até as 11 horas, quando atingiram valores próximos aos obtidos no dia anterior à mesma hora. Os resultados demonstraram um ritmo metabólico circadiano bem definido, indicando ainda uma atividade predominantemente diurna para essa espécie, o que coincidiu com os dados das espécies estudadas citadas anteriormente.

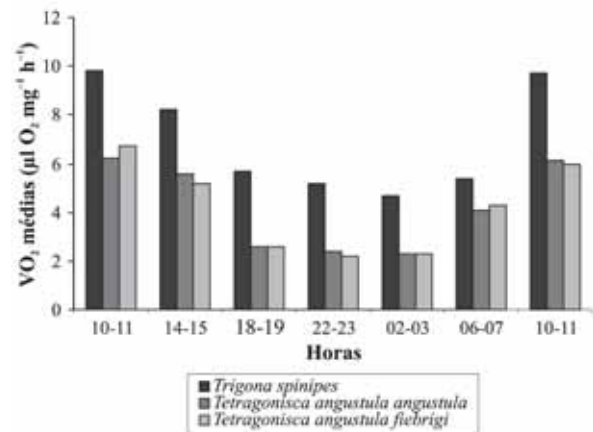


Figura 4. Variação nictemeral da taxa respiratória de operárias isoladas de *Trigona spinipes*, *Tetragonisca angustula angustula* e *T. a. fiebrigi*. (Fonte: Proni & Macieira, 1998)

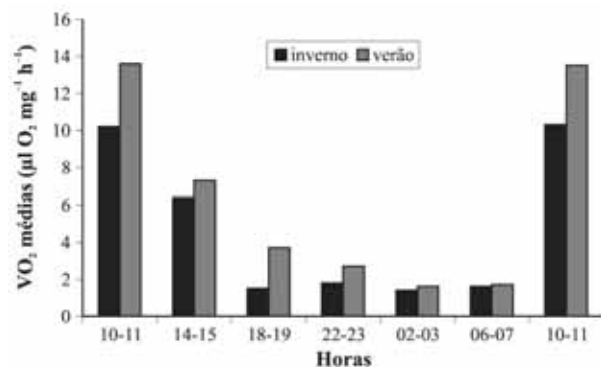


Figura 5. Variação nictemeral da taxa respiratória de operárias isoladas de *Melipona quadrifasciata anthidioides* durante o inverno e o verão. (Fonte: Proni & Macieira, 1998)

### Adaptação a Variações Extremas de Temperatura

De acordo com Prosser (1973), as diferentes espécies de organismos se diferenciam segundo suas preferências e tolerâncias térmicas, expressando assim o seu grau de adaptação. A temperatura, na maioria das vezes, comanda a distribuição e ao mesmo tempo regula as atividades dos organismos.

Na literatura, é muito discutida a capacidade de adaptação de organismos poiquilotermos a temperaturas

abaixo e acima da faixa ótima, podendo ser acompanhada ou não por mudanças na regulação metabólica (compensações respiratórias). Tais parâmetros podem ser observados através de experimentos com aclimação em laboratório e aclimatização sazonal.

No ambiente, com raras exceções, as preferências térmicas dentro das quais os processos vitais ocorrem podem estar entre 0 e 40°C, mas a maioria dos organismos se distribui dentro de estreitos limites de temperatura, aos quais estão adaptados. Poucas espécies sobrevivem ou mesmo conseguem manter uma atividade abaixo de 0°C ou, em fontes termais, até 70°C (Prosser, 1973), o que provavelmente tem relação com a existência de recursos especiais para enfrentar certos fatores ambientais limitantes.

A partir de 1910 foram iniciados os experimentos com ecologia de tolerância para se conhecer os limites entre os quais a maioria dos organismos existe, sendo chamados de testes de resistência máximos e mínimos, nos quais os organismos são submetidos a limites de mortalidade ou de sobrevivência em relação a um fator ambiental. Os resultados práticos dos experimentos têm por finalidade entender as necessidades físicas dos organismos, descobrir possíveis adaptações às mudanças bruscas no ambiente e a visualização lógica da distribuição geográfica dos organismos nos diferentes ambientes (Odum, 1998).

Por outro lado, Cowles & Bogert (1944) reconheceram as chamadas zonas de tolerância, ou seja, faixas de temperaturas máximas e mínimas a que os animais se expõem voluntariamente quando colocados em situações adversas.

Um dos primeiros trabalhos sobre determinação de temperatura letal em abelhas é o de Pirsch (1923), que registrou a morte de *A. mellifera* entre 46 e 48°C. Mais tarde, Free & Spencer-Booth (1960) verificaram que operárias de *A. mellifera* entravam em coma a uma temperatura mais baixa do que zangões e rainhas. As abelhas morreram depois de 50 horas em estado de coma, e sobreviveram mais tempo a 5°C do que a 0 ou 10°C. A morte pelo frio ocorreu entre -2 e -6°C e não foi afetada pela aclimatização. Foi observado, também, que no inverno as abelhas apresentaram temperaturas de coma mais baixas que no verão, embora, depois de um período de aclimatização a 35°C, essa diferença tenha desaparecido. Os mesmos autores (Free & Spencer-Booth, 1961) estudaram os efeitos de temperaturas ambientais sobre *A. mellifera* européia e *A. cerana indica* no Ceilão (atual Sri-Lanka), sob influência de aclimatização sazonal, e a alteração na tolerância para temperaturas altas e baixas para essas duas espécies durante o outono e o inverno. A mortalidade de ambas foi semelhante em temperaturas altas, mas nas temperaturas mais baixas foi maior para *A. cerana indica*. Os resultados indicaram que *A. mellifera* é mais adaptada a climas temperados do que *A. cerana indica*, mas não

mostraram que esta última tivesse alguma adaptação correspondente aos trópicos.

Em relação às abelhas do gênero *Apis*, podem ser destacados os seguintes trabalhos sobre temperatura letal: a) Free & Spencer-Booth (1962), que observaram que em *A. mellifera* a tolerância a altas temperaturas dependia do tempo de exposição e da umidade relativa. Assim, em temperaturas mais altas, as abelhas sobreviveram apenas por curtos períodos, ao passo que, em umidades relativas mais baixas, o tempo de sobrevivência foi maior, devido à possibilidade de resfriamento por evaporação; b) Lensky (1964), que estudou a resistência de operárias de *A. mellifera ligustica* para temperaturas altas e o efeito da alimentação. A capacidade de tolerância das abelhas foi testada a 45, 50, e 60°C durante 15, 30, 45 e 60 minutos de exposição, onde a sobrevivência foi estabelecida no final da exposição e 24 horas depois. Os efeitos letais do calor foram observados logo após 30 minutos de exposição a 50°C; c) Verma & Edwards (1971), que verificaram a tolerância a altas e a baixas temperaturas para *Apis mellifera* e *A. cerana indica*, constatando uma alteração por aclimatização sazonal. As duas espécies sobreviveram por mais tempo a 50°C no outono do que no inverno, sendo a tolerância maior para *A. mellifera*, nas duas estações. Entretanto, na temperatura de 5°C não houve diferenças entre as espécies. Portanto, o fato de ambas terem morrido após 60 horas no outono e 84 horas no inverno forneceu evidências de uma aclimatização a baixas temperaturas; d) Dietz *et al.* (1989), que realizaram um estudo comparativo com seis colônias de abelhas africanizadas e seis colônias de abelhas européias, em temperaturas baixas constantes, na região de Entre Rios, na Argentina. Os resultados mostraram que não há diferença significativa entre as taxas de sobrevivência de abelhas africanizadas e as de européias. Um total de quatro colônias — duas africanizadas e duas européias — morreu após 91 dias de estudo. Uma colônia de cada foi encontrada morta após 56 dias. As outras duas colônias — uma de africanizadas e uma de européias — morreram após 70 e 77 dias, respectivamente.

Com relação às abelhas sem ferrão, Silva Jr. (1981) observou que pupas e adultos de um dia de *Nannotrigona (Scaptotrigona) postica* resistiram bem por mais de uma hora em ambientes de 5 e 35°C.

A adaptação individual para as variações da temperatura ambiente pode estar relacionada ao comportamento do inseto, mas, em geral, é dependente de ajustes na faixa metabólica. Dessa maneira, as faixas de tolerância e de preferências térmicas também podem ser estudadas com base nas relações entre metabolismo e temperatura.

Um passo importante na descoberta das diferentes formas adaptativas das abelhas sem ferrão seria o estudo das preferências térmicas e dos seus limites térmicos letais.

A tabela 2 mostra uma comparação dos valores obtidos para algumas espécies de meliponíneos em temperaturas superiores e inferiores durante o verão e o inverno.

Comparando-se interespecificamente os resultados com as temperaturas inferiores e superiores entre as espécies, as operárias de *Plebeia julianii* apresentaram uma zona de tolerância térmica mais ampla, tanto no inverno como no verão. Isso parece estar de acordo com a arquitetura dos ninhos, pois os ninhos de *P. julianii*, por não possuírem invólucro, ficam mais sujeitos à variação de temperatura do ambiente externo do que os das operárias de espécies que apresentam tal estrutura (Proni & Hebling, 1992). Os dados das TL<sub>50</sub> obtidos para operárias de *Trigona spinipes* mostraram capacidade de tolerância térmica para essas abelhas entre -3,8 e 40°C no verão e entre -4 e 39,6°C no inverno. Considerando-se os dados da TL<sub>100</sub>, as abelhas suportaram um gradiente de temperatura entre -5 e 41°C no verão e entre -5 e 40°C no inverno. Os resultados ainda permitiram observar que as operárias de *T. spinipes* apresentaram uma zona de tolerância térmica ligeiramente maior no limite inferior de temperatura tanto no inverno como no verão, observando-se uma maior amplitude na capacidade adaptativa ao frio do que ao calor (Macieira & Hebling, 1992). Proni & Hebling (1994) determinaram as temperaturas letais, superiores e inferiores, a 50% de uma amostra (TL<sub>50</sub>), para operárias de *Tetragonisca angustula fiebrigi* e de *Tetragonisca angustula angustula*, obtendo uma zona de tolerância térmica entre -1,7 e 41,8°C no inverno e entre 1,3 e 41°C no verão para *T. a. fiebrigi*; e entre -1,2 e 41,2°C no inverno e entre -1,1 e 41,4°C no verão para *T. a. angustula*. Os resultados das TL<sub>50</sub> inferiores e superiores de *Melipona quadrifasciata anthidioides* mostraram um limite de tolerância de -2,2°C no verão e -2,7°C no inverno; e de 40,8°C no verão e 40,4°C no inverno. A 100%, os limites letais inferiores de uma população (TL<sub>100</sub>) foram de -2,5°C no verão e -3°C no inverno, e os superiores, de 41°C tanto no verão como no inverno, mostrando assim uma boa capacidade de resistência a baixas e a altas temperaturas, visto que os experimentos foram realizados fora do ninho, onde não havia condições de termorregulação por parte dessas abelhas (Macieira & Proni, 1998).

### Toxicidade de Inseticidas Sintéticos para Abelhas Sem Ferrão

Entre as maiores ameaças à vida das abelhas estão os agrotóxicos, pois a necessidade imediata de eliminar insetos daninhos levou os agricultores a se esquecerem de que o uso freqüente e indiscriminado dos inseticidas pode aumentar a incidência dessas pragas (Nogueira Neto, 1953).

A introdução do DDT, em 1942, deu início às pesquisas e à fabricação de vários tipos de inseticida sintético, e a aplicação desses compostos começou a ser feita em larga escala para o controle de pragas. Entretanto, apesar da extensão desse uso, ainda se conhece relativamente pouco sobre seus efeitos na maioria dos insetos predadores, polinizadores, etc.

Sabe-se, hoje, que a maioria dos inseticidas sintéticos age primariamente sobre o sistema nervoso e, sendo assim, a toxicidade se estende a todos os organismos animais, principalmente aos inimigos naturais das pragas das culturas, que, muitas vezes, são mais facilmente eliminados, pois além de absorverem os produtos tóxicos do ar também irão acumular as dosagens contidas nos insetos ingeridos.

O uso indevido de agrotóxicos, assim como seu transporte pela atmosfera, além de eliminar os inimigos naturais das culturas também envenena insetos úteis, que atuam como importantes polinizadores de modo geral. Os insetos podem ser atingidos de três maneiras diferentes: por contato (quando os inseticidas caem sobre os insetos ou quando estes pousam sobre superfície tratada), por ingestão (quando ingeridos na alimentação) e por pulverização (sob forma de gases ou fumaça) — sendo que alguns produtos podem afetar as abelhas por mais de uma maneira (Ruegg *et al.*, 1991).

No caso das abelhas, somente nos Estados Unidos, onde a apicultura recebe apoio dos órgãos oficiais, ocorreram perdas, no estado da Califórnia, em 1972, da ordem de 8% das colônias em produção, ou seja, cerca de 40 mil colméias, devido à ação de produtos tóxicos utilizados na agricultura (Atkins *et al.*, 1973).

Devido à importância econômica das abelhas na produção de mel e na polinização, a toxicidade de inseticidas tem sido bastante estudada, mas os dados são, quase que na sua totalidade, referentes a *Apis mellifera*.

**Tabela 2.** Comparação dos valores de temperatura letal (TL<sub>50</sub>) obtidos para algumas espécies de meliponíneos em temperaturas superiores e inferiores durante os períodos de verão e inverno.

	Valores de temperatura letal TL <sub>50</sub> (°C)			
	Superiores de verão	Superiores de inverno	Inferiores de verão	Inferiores de inverno
<i>Plebeia julianii</i>	41,5	40,7	-5,7	-6,2
<i>Tetragonisca angustula angustula</i>	41,4	41,2	-1,1	-1,2
<i>Tetragonisca angustula fiebrigi</i>	41,0	40,8	-1,3	-1,7
<i>Trigona spinipes</i>	40,0	39,6	-3,8	-4,0
<i>Melipona quadrifasciata anthidioides</i>	40,8	40,4	-2,2	-2,7



Um dos primeiros trabalhos de revisão sobre inseticidas sintéticos para abelhas foi publicado por Shaw (1941), e algum tempo depois, Knowlton (1944; 1948) também apresentou uma revisão de 104 trabalhos a respeito do envenenamento de abelhas. Metcalf & March (1949) estudaram o modo de ação de inseticidas organofosforados sobre alguns insetos, entre eles abelhas *Apis mellifera*. Pouco depois, Musgrave & Salked (1950) também publicaram um levantamento bibliográfico sobre toxicologia em abelhas, enquanto que Todd & McGregor (1952) apresentaram uma revisão histórica do envenenamento em abelhas, começando em 1870, quando o Verde-Paris foi utilizado em culturas de maçã. Beran & Neururer (1955; 1956) publicaram uma extensa revisão sobre toxicidade de inseticidas para *Apis mellifera*, incluindo 83 referências nos dois artigos. Sanger (1959) apresentou estudos sobre toxicidade de organoclorados para *Apis mellifera*, comparando-os com outros compostos já estudados anteriormente e separando em grupos como altamente, moderadamente e relativamente não-tóxicos, abordando, ainda, aspectos legais com respeito ao uso de certos produtos na agricultura, devido à sua toxicidade elevada. Needhan *et al.* (1966) descreveram métodos para a análise de inseticidas em abelhas intoxicadas no campo, mostrando que uma das principais causas do envenenamento de abelhas na Grã-Bretanha era justamente a pulverização de organofosforados sistêmicos usados no controle de afídios. Anderson & Atkins (1968) publicaram uma extensa revisão da literatura sobre a toxicidade para abelhas envolvendo 198 referências bibliográficas, contendo, na maioria, trabalhos publicados entre 1957 e 1966.

No Brasil, Batista *et al.* (1975) determinaram, em laboratório, a toxicidade de 17 inseticidas organofosforados, um carbamato e um acaricida para operárias híbridas de *Apis mellifera adansonii* L. (africana) e *Apis mellifera ligustica* L. (italiana), tendo classificado os compostos como altamente tóxicos, de acordo com os valores da  $DL_{50}$  determinados. Malaspina & Stort (1983) realizaram um estudo comparativo sobre a tolerância ao DDT de populações de abelhas africanizadas, abelhas italianas e seus híbridos ( $F_1$ ), não tendo observado diferenças significativas entre as populações quando as colônias foram consideradas como um todo.

Quanto às abelhas indígenas sem ferrão, Nogueira Neto (1953) descreveu alguns experimentos preliminares realizados em colméias de *Plebeia (Plebeia) mosquito* e *Melipona quadrifasciata* usando métodos de pulverização e aplicação em superfície de contato, observando que essas abelhas pareciam ser menos susceptíveis aos inseticidas organofosforados que as abelhas européias. Malaspina (1979) também verificou, através de aplicação tópica de DDT, que as abelhas *Trigona (Scaptotrigona) postica* e *Melipona quadrifasciata* apresentaram maior resistência a esse composto do que

*Apis mellifera*. Macieira & Hebling-Beraldo (1989) determinaram, em laboratório, a toxicidade de inseticidas em abelhas indígenas, mostrando que todos os compostos usados apresentaram alta toxicidade, com nível elevado de mortalidade.

O uso de inseticidas, especialmente nas proximidades de plantação de soja e de algodão, tem afetado diretamente as populações de jataí (*Tetragonisca angustula*), tubi (*Partamona*), iraiá (*Nammothrigona*), mosquito (*Plebeia droryana*), irapuá (*Trigona spinipes*) e guaxupé (*Trigona hyalinata*), entre outras. As pulverizações de inseticidas para controle de mosquitos provocam constantemente uma acentuada mortalidade por envenenamento (Kerr *et al.* 1996).

As populações de meliponíneos, de um modo geral, parecem estar gradualmente diminuindo na natureza (principalmente em áreas cultivadas), provavelmente devido à ocorrência do desmatamento, à concorrência com as abelhas do gênero *Apis* e ao uso indiscriminado de agrotóxicos.

Foram realizados alguns experimentos visando determinar a toxicidade de alguns inseticidas para operárias de *Trigona spinipes*. Tal toxicidade foi estudada através de aplicações tópicas, sendo as aplicações realizadas no pronoto de cada inseto. Foram utilizados produtos técnicos representantes dos quatro principais grupos: organofosforados (parathion, dicotophos, malathion, acephate), organoclorados (lindane, dieldrin, heptacloro e endosulfan), carbamatos (carbaryl e methomyl) e piretróides (cypermethrin, permethrin e fenvalerate).

Os resultados têm como fundamento principal fornecer dados que proporcionem uma melhor seletividade desses compostos para determinados tipos de cultura, além de uma contribuição para o conhecimento das abelhas indígenas sem ferrão nativas do Brasil no que se refere à sua suscetibilidade a inseticidas. Os experimentos envolvendo mortalidade mostraram uma toxicidade acentuada por parte de todos os inseticidas estudados.

Na tabela 3 estão dispostos todos os resultados de  $DL_{50}$ , limites de confiança no nível de 95% e coeficientes angulares (valores de b) referentes às aplicações tópicas, em operárias de *T. spinipes*, dos diversos compostos estudados.

Em uma revisão de vários trabalhos sobre toxicidade de inseticidas, Anderson & Atkins (1968) consideraram compostos altamente tóxicos, moderadamente tóxicos e relativamente não-tóxicos para *Apis mellifera* aqueles cujos valores de  $DL_{50}$  estavam entre 0,001-1,99; 2,00-10,99 e acima de 11,00 mg/abelha, respectivamente. Transportando esse critério para *T. spinipes*, todos os inseticidas anteriormente citados puderam ser considerados altamente tóxicos para essas abelhas sem ferrão ( $DL_{50}$  entre 0,0168 e 1,0880 mg/abelha), numa ordem decrescente de toxicidade: heptacloro > dieldrin > cypermethrin > permethrin > parathion > lindane >

**Tabela 3.** Toxicidade comparada de inseticidas para operárias de *Trigona spinipes*. DL<sub>50</sub> = dose letal a 50% de uma população.

Inseticida	DL <sub>50</sub> (µg/abelha)	Limites de confiança (µg/abelha)	Valor de b
Parathion	0,0956	0,0749-0,1221	8,9521
Dicrotophos	0,1685	0,1345-0,2113	3,6411
Malathion	0,2649	0,2046-0,3429	4,9751
Acephate	0,4234	0,3671-0,4882	10,6969
Carbaryl	0,7472	0,3673-1,5201	2,4857
Methomyl	0,1402	0,1376-0,2157	5,7055
Lindane	0,1331	0,0966-0,1736	3,4773
Dieldrin	0,0289	0,0175-0,0477	4,2400
Heptacloro	0,0268	0,0130-0,0218	8,2273
Endosulfan	0,2097	0,0755-0,5824	2,9655
Cypermethrin	0,0704	0,0644-0,0769	3,7937
Permethrin	0,0724	0,0602-0,0856	4,1124
Fenvalerate	1,0880	0,8496-1,3937	4,1621

methomyl > dicrotophos > endosulfan > malathion > acephate > carbaryl > fenvalerate.

De acordo com Tahori *et al.* (1969), os valores de b (coeficientes angulares) indicam a variabilidade na resposta da população a um inseticida. Assim, baixos valores de b evidenciam considerável variação na resposta da população ao composto, enquanto que valores mais altos de b significam uma maior homogeneidade entre os insetos quanto à tolerância ao composto.

Analisando-se os resultados é possível verificar uma variação relativamente pequena nos valores de b, com exceção dos compostos parathion e heptacloro, cujos valores foram bem mais altos. Mas, de maneira geral, todos os valores obtidos indicam uma certa homogeneidade nas respostas das operárias de *T. spinipes* quanto à tolerância aos compostos estudados.

Os valores de b podem, ainda, ser utilizados como índices para determinar um aumento ou uma diminuição antecipados da toxicidade em relação ao valor de DL<sub>50</sub> (Atkins *et al.*, 1973). Um valor alto de b, por exemplo, indicaria que se fosse aplicada uma dose ligeiramente mais alta, isso já seria suficiente para provocar altos índices de mortalidade por intoxicação. Assim, os dados apresentados poderiam dar uma indicação não só da toxicidade dos inseticidas mas, também, do grau de segurança nas variações das doses a serem aplicadas, no sentido de diminuir os efeitos tóxicos desses produtos sobre os insetos estudados.

### BIODIVERSIDADE, CRIAÇÃO E MANEJO: PERSPECTIVAS FUTURAS

A diversidade biológica deve ser considerada como um recurso global, a ser catalogada, explorada, mas sempre do ponto de vista do desenvolvimento sustentável, ou seja, deve ser preservada a todo custo. Segundo Wilson (1997), três circunstâncias conspiram para dar a essa matéria uma urgência sem precedentes. Primeiro, o crescimento explosivo das populações humanas está

desgastando o meio ambiente de uma forma muito acelerada, especialmente nos países tropicais. Segundo, a ciência está descobrindo novas formas de utilização para a diversidade biológica, que podem aliviar tanto o sofrimento humano quanto a destruição ambiental. Terceiro, grande parte da diversidade está se perdendo irreversivelmente, através da extinção causada pela destruição de habitats naturais, também de forma mais acentuada nos trópicos.

As abelhas indígenas sem ferrão ocorrem na maioria dos habitats terrestres, havendo muitas espécies com hábitos de nidificação variados e, conseqüentemente, com grande variabilidade na sua biologia. Comparativamente, pode-se ressaltar que o grupo Meliponinae (abelhas sem ferrão) possui uma biodiversidade bem mais rica e é mais especializado que o grupo Apinae (abelhas melíferas *Apis mellifera*), pois as abelhas sem ferrão têm 52 gêneros, com mais de 400 espécies distribuídas em todo o mundo, e as abelhas melíferas têm apenas oito espécies para o gênero *Apis*.

Elas também se destacam quanto a tamanho e forma. A maior abelha sem ferrão é a *Melipona flavipennis*, cujas operárias são um pouco maiores que as abelhas melíferas *Apis mellifera*. Por outro lado, a maioria das abelhas sem ferrão é muito menor, tendo poucos milímetros de comprimento. Assim, por exemplo, o tamanho varia de cerca de 2 mm na *Hypotrigona* (lambe-olhos) a mais ou menos 2 cm na *Melipona compressipes* (tiúba) e na *M. scutellaris* (uruçu do litoral baiano).

Os hábitos de nidificação entre os meliponíneos também são muito variados. A grande maioria estabelece suas colônias em ocas de árvores, nidificando em diferentes alturas e, às vezes, em relação à espécie de árvore. Segundo Nogueira Neto *et al.* (1986), a guaraipe (*Melipona bicolor*), por exemplo, faz seus ninhos junto às raízes das árvores ou na parte do tronco rente ao solo, o que lhe deu um de seus nomes populares: pé-de-pau. Já na Bahia, encontramos abelhas jataí (*Tetragonisca angustula*), moça-branca (*Friseomellita* sp.) e mirim

(*Plebeia* sp.) em coqueiros (*Cocos nucifera*), às vezes mais de uma colônia por árvore. No caso das abelhas jataí, por terem uma capacidade de nidificação extraordinária e tendo se tornado também cosmopolitas, frequentemente encontramos ninhos estabelecidos nos mais diversos tipos de ambiente, como caixas de força elétrica, muros, paredes, mourões de cerca, motores de veículos abandonados, latas, debaixo de pedras, etc.

Deve-se destacar, também, que na região da caatinga as abelhas mandacaiá (*Melipona quadrifasciata*), tubi (*Scaptotrigona* sp.) e outras nidificam predominantemente na imburana-de-cambão (*Bursera leptophloeos*), e esse último gênero também se estabelece frequentemente nos troncos de árvores de várias espécies no meio urbano, onde se tornou comum nesses últimos anos na região Norte do Paraná.

Algumas espécies de meliponíneos, como a *Trigona spinipes* e a *Partamona cupira*, não dependem de ocos para nidificação, pois constroem ninhos aéreos apoiados em estruturas resistentes, como postes, galhos, etc., ao ar livre. Outras espécies fazem seus ninhos no interior de outros ninhos de insetos sociais, aproveitando seu calor e umidade, como é o caso da espécie de abelhas *Scaura latitarsis*, que só nidifica em cupinzeiro arbóreo (*Nasutitermes* sp.), e das abelhas *Partamona cupira*, que nidificam tanto em cupinzeiro terrestre como em ninhos de formiga. A diferenciação nas preferências florais entre os meliponíneos é muito grande e complexa. As distâncias percorridas nos vôos de coleta, os códigos de comunicação sobre as fontes alimentares, alterações antrópicas como desmatamentos, monoculturas extensivas, uso indiscriminado de agrotóxicos, plantio de espécies exóticas, melíferas ou não, com flores específicas e, algumas vezes, até tóxicas, etc., interferem drasticamente nas espécies mais exigentes de abelhas, podendo alterar a produção e a qualidade do mel.

Segundo Velthuis (1997), o tamanho das abelhas é muito importante quando consideramos o tipo de planta que elas visitam. Muitas espécies de abelhas sem ferrão têm menos que 5 mm de comprimento, como *Plebeia*, *Tetragonisca* e *Hypotrigona*, entre outras. Abelhas *Trigona* medem entre 6 e 10 mm, enquanto algumas abelhas do gênero *Melipona* podem medir até 13 mm. As abelhas pequenas procuram alimentos em flores pequenas, frequentemente menores que 5 mm de diâmetro, dispostas em inflorescências, podendo também caminhar para dentro de grande flores tubulares. De acordo com o autor, essas diferenças tornam-se mais evidentes quando são relacionadas quatro famílias: Compositae, Araliaceae, Euphorbiaceae e Marantaceae. As mamangavas têm preferência pelas Marantaceae, as abelhas melíferas pelas Euphorbiaceae e, em menor extensão, pelas Compositae, e as flores destas últimas são as preferidas pelas *Melipona*, enquanto as pequenas *Trigonini* visitam as Compositae, as Araliaceae e as Euphorbiaceae na mesma proporção em que evitam as Marantaceae.

Velthuis (1997) observou, também, que as abelhas não se especializam na visita às flores baseadas somente no comprimento da língua e no tamanho do corpo, mas baseando-se também na altura das plantas onde coletam. Assim, abelhas *Scaptotrigona* e *Melipona* são mais frequentemente encontradas nas árvores mais altas (mesma preferência das *Apis*), enquanto as *Trigona fulviventris* especializam-se em plantas próximas do solo. Se as flores estão abaixo do dossel da floresta, o sistema de comunicação de *Apis*, que usa o sol como orientação, é menos eficiente do que o sistema de *Scaptotrigona*, que usa trilhas de cheiro.

Os levantamentos da apifauna brasileira são muito escassos, devido principalmente à dimensão e à diversidade de ecossistemas estudados. Portanto, há uma necessidade urgente de completar esses resultados com coletas mais cuidadosas, unificar os dados já obtidos e, por fim, organizá-los em um banco de dados, uma vez que esses trabalhos se resumem, infelizmente, a teses ou dissertações.

Na bacia do rio Tibagi, área que corresponde a 13% da área do estado do Paraná, foram realizados, por Proni (2000), levantamentos preliminares da ocorrência de ninhos de abelhas indígenas, principalmente na região de Londrina e municípios adjacentes.

Os ninhos coletados, amostrados em áreas urbanas e rurais, foram levados e mantidos no meliponário da Universidade Estadual de Londrina. A riqueza de espécies é muito variada nesses ecossistemas e pode estar relacionada à redução da disponibilidade de sítios de nidificação e à diminuição da diversidade de plantas melíferas ao longo do gradiente. As espécies mais abundantes são aquelas que nidificam em cavidades artificiais (como paredes, muros, mourões de cerca, etc.) e em troncos de árvores, geralmente de plantas exóticas, que compõem áreas urbanas e rurais arborizadas (praças, ruas, avenidas, parques e fragmentos florestais).

Na região Norte do Paraná foram encontrados 12 gêneros e 19 espécies de abelhas indígenas sem ferrão, e os levantamentos preliminares (tab. 4) indicam uma distribuição bem diversificada tanto nos ecossistemas urbanos como nos agroecossistemas. Nesses levantamentos constatou-se que a biodiversidade atual dessas abelhas está seriamente ameaçada e, de forma geral, vários fatores contribuíram para tal situação, podendo-se destacar o processo intensivo de desmatamento para dar lugar a monoculturas extensivas, atividades pecuárias e processos de urbanização.

Segundo Lugo (*apud* Wilson, 1997), a natureza da relação entre a taxa de desmatamento e a perda de espécies não é conhecida. Contudo, qualquer cálculo de redução de biodiversidade tem que incluir essa relação.

As áreas urbanas são sinônimo de perturbação de ecossistemas e de erosão da diversidade biológica. Assim, habitats naturais foram substituídos diretamente pela construção civil, por ruas e estradas e por outras

**Tabela 4.** Levantamento preliminar da ocorrência de espécies de meliponíneos da região Norte do Paraná. 0 = nível de ocorrência nulo; 1 = nível de ocorrência baixo; 2 = nível de ocorrência médio; 3 = nível de ocorrência alto.

Espécie	Ecossistema urbano	Agroecossistema
<i>Melipona quadrifasciata</i> (mandaçaia)	0	1
<i>Melipona marginata</i> (manduri)	0	1
<i>Melipona nigra</i> (guarupu)	0	1
<i>Cephalotrigona capitata</i> (mombucão)	0	1
<i>Trigona clavipes</i> (borá)	2	1
<i>Trigona spinipes</i> (irapuá)	3	2
<i>Nannotrigona (Scaptotrigona) bipunctata</i> (tubuna)	1	2
<i>Nannotrigona (Scaptotrigona) postica</i> (mandaguari)	3	2
<i>Nannotrigona testaceicornis</i> (iraf)	1	2
<i>Tetragonisca angustula</i> (jataí)	3	2
<i>Plebeia remota</i> (mirim-guaçu)	0	1
<i>Plebeia droryana</i> (mirim-mosquito)	2	1
<i>Plebeia julianii</i> (mirim)	0	2
<i>Friesella schrottkyi</i> (mirim-preguiça)	0	2
<i>Leurotrigona muelleri</i> (mirim)	0	1
<i>Lestrimelitta limao</i> (iraxim)	0	1
<i>Partamona cupira</i> (cupira)	0	1
<i>Oxytrigona tataira</i> (tatafra)	0	1
<i>Scaura latitarsis</i>	0	1

instalações (Murphy *apud* Wilson, 1997). Portanto, em relação à diversidade de espécies de abelhas indígenas sem ferrão encontradas na região Norte do Paraná, é possível concluir que 12 espécies — *Melipona quadrifasciata*, *M. marginata*, *M. nigra*, *Cephalotrigona capitata*, *Plebeia remota*, *P. julianii*, *Friesella schrottkyi*, *Leurotrigona muelleri*, *Lestrimelitta limao*, *Partamona cupira*, *Oxytrigona tataira* e *Scaura latitarsis* — praticamente não nidificam nos ecossistemas urbanos.

Por outro lado, poucas espécies, como a jataí (*Tetragonisca angustula*), a irapuá (*Trigona spinipes*) e a mandaguari (*Nannotrigona (Scaptotrigona) postica*), têm um nível de ocorrência alto no meio urbano, onde tornaram-se espécies cosmopolitas, enquanto no meio rural essas populações estão em decréscimo.

Com relação aos agroecossistemas, 12 espécies estão em nível de ocorrência baixo: *Melipona quadrifasciata*, *M. marginata*, *M. nigra*, *Cephalotrigona capitata*, *Trigona clavipes*, *Plebeia remota*, *P. droryana*, *Leurotrigona muelleri*, *Lestrimelitta limao*, *Partamona cupira*, *Oxytrigona tataira* e *Scaura latitarsis*. Com nível de ocorrência médio foram encontradas sete espécies: *Trigona spinipes*, *Nannotrigona (Scaptotrigona) bipunctata*, *N. (Scaptotrigona) postica*, *N. testaceicornis*, *Tetragonisca angustula*, *Plebeia julianii* e *Friesella schrottkyi*.

Segundo Kerr *et al.* (1994a; 1994b), as espécies de abelhas não classificadas e aquelas razoavelmente conhecidas estão sendo extintas com a destruição de seus habitats. Por exemplo, a *Melipona capixaba* (uruçupreto), recém-classificada (Moure & Camargo, 1994), está sendo extinta na sua região de ocorrência no estado de Espírito Santo (Aidar, 1995; 1996).

De acordo com Kerr (1997), a importância da meliponicultura para o país, independentemente de sua uti-

lidade micro-econômica, pode ser avaliada de cinco maneiras: a polinização das plantas nativas; a produção de mel e pólen para inúmeras populações do Norte e Nordeste; a elaboração de produtos medicinais; a contribuição à biologia, especialmente quanto à genética e evolução dos Apidae; a aprendizagem e a conscientização ambiental de alunos dos cursos de primeiro e segundo graus, visto que as abelhas indígenas apresentam ferrão atrofiado, portanto não sendo agressivas.

Mas, ao se intalar um meliponário para iniciar uma criação de abelhas indígenas sem ferrão, é fundamental descobrir as espécies mais comuns na região e escolher entre elas a espécie mais produtiva. Assim, nem todas as espécies servirão para criação racional, e serão consideradas espécies ideais aquelas nativas da região. Ainda, deve-se observar se a espécie escolhida provém de uma área com características climáticas e florísticas semelhantes, pois isso muitas vezes é essencial para que as espécies introduzidas se adaptem.

As espécies sugeridas para serem criadas racionalmente no estado do Paraná são *Tetragonisca angustula*, *Scaptotrigona*, *Cephalotrigona*, *Melipona quadrifasciata* e *Melipona marginata* (Kerr *et al.* 1996).

Atualmente, a meliponicultura migratória está sendo desenvolvida por vários meliponicultores nos mesmos moldes da apicultura, ou seja, esse método consiste no transporte de colônias para outros locais que apresentam boa florada. No interior do estado de São Paulo (município de Bebedouro) foi testado esse método com abelhas uruçupreto, durante a florada de laranjeira e de eucalipto, tendo levado a um acréscimo significativo na produção de mel e no processo de polinização.

De acordo com Kerr (1997), o mel é usado como veículo para remédios em toda a Amazônia; no Sul,

contra doenças pulmonares (resfriado, gripe, fraqueza). O mel de jataí, diluído ou não, pode ser empregado contra infecções dos olhos, e a composição da geléia real de *Melipona* é muito parecida com a de *Apis mellifera*. Já existem inúmeras pesquisas médicas e biológicas para a geléia de *Apis* facilmente transferíveis para o líquido alimentar das uruçus (*M. scutellaris*); o geoprópolis preparado com 1 L de álcool para 1 kg de geoprópolis (e prensado), após dez minutos dá a “tintura de geoprópolis”, que, diluída, é usada como medicamento (a respeito do qual nenhuma pesquisa científica existe). A “torta” restante é usada em alimentos para porcos e aves.

Entre as razões econômicas para o desenvolvimento da meliponicultura, pode ser ressaltado o fato de que essas abelhas, sendo sem ferrão, podem ser utilizadas até por crianças na polinização de várias espécies de flores úteis ao homem e também podem ser utilizadas por professores em sala de aula para demonstrações práticas. Se em cada instituto de ensino secundário houvesse dez colônias de meliponíneos da região como material de ensino e pesquisa, a sua criação já seria lucrativa (Kerr, 1997).

Também, as tradições culturais populares devem ser preservadas, sendo que trarão vários benefícios, como conhecimentos biológicos e idéias de conservação da natureza. Isso levará automaticamente a um conhecimento da flora apícola, com conseqüências imediatas na preservação da flora nativa e sua conservação, na multiplicação de conhecimentos científicos e no desenvolvimento da agricultura sustentável. Tudo isso trará um avanço nas ciências básicas e, quem sabe, nas aplicadas; a necessidade de troca de rainhas ou de fecundação em meliponários de amigos representa uma maneira de promover a amizade e a cooperação. Cada apicultor poderia se tornar também um meliponicultor (criador de meliponíneos), pois já sabe lidar com uma abelha agressiva e não teria problemas em aprender os detalhes do manejo de abelhas indígenas sem ferrão. Qualquer iniciativa é importante, já que a degradação antrópica das florestas da América Latina diminui o processo reprodutivo dessas abelhas e se tornou a maior da história da colonização. Os meliponíneos são importantes demais para que pereçam (Kerr, 1997).

No Brasil, várias espécies são utilizadas para produção de mel, sendo que as abelhas do gênero *Melipona* são as que produzem em maior quantidade, ficando a produção em torno de 5 a 8 L/ano/colméia, sendo menor que a produção de *Apis mellifera*. Entretanto, é necessário salientar que *Melipona scutellaris* (uruçu do litoral baiano e nordestino), *M. subnitida* (jandaíra, no Ceará e no Rio Grande do Norte), *M. seminigra* (no Amazonas) e *M. rufiventris* (tujuba, no Maranhão, Mato Grosso e Rondônia) vivem em locais desfavoráveis à criação de *A. mellifera* e, através de manejo e melhoramento genético adequados, talvez essa produção possa aumentar.

Além disso, essas espécies podem ser manejadas junto às residências sem perigo de picadas, dispensando o uso de equipamentos de proteção.

Existe uma heterogeneidade muito grande na quantidade e nos tipos de mel produzidos pelas abelhas indígenas sem ferrão. *A. Leurotrigona muelleri* e *A. Friesella schrttkyi*, por exemplo, não estocam mais que alguns poucos cm<sup>3</sup> por ano; e espécies como a uruçú chegam a armazenar 8 L de mel por ano. E, enquanto algumas produzem mel saborosíssimo, como é o caso da jataí ou da tujuba, outras produzem mel pouco saboroso, como a mombucão.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

As abelhas indígenas brasileiras perdem cada vez mais sua identidade na cultura nacional, em parte pela popularização do modo de vida das abelhas européias ou africanizadas (conhecidas como abelhas de mel) e em parte pela extinção gradativa de seus habitats naturais. Infelizmente, no estado do Paraná não é diferente, e essa perda leva consigo muito do conhecimento popular sobre as mesmas, diminui a oportunidade de expansão do conhecimento científico acumulado durante anos de pesquisas em universidades e centros de pesquisa e dificulta a difusão cultural desse conhecimento aos meios não-acadêmicos.

Momentos de rara beleza como os comportamentos ritualizados de dominância-subordinação entre rainha e operárias, ou a marcação de trilhas de cheiro, pelas campeiras, orientando o acesso a fontes de alimento, são processos da vida da colônia bastante conhecidos nos meios científicos que, infelizmente, não estão acessíveis à maioria da população. Talvez por essa razão, a maior parte das pessoas sequer imagina a existência dessas abelhas, e que perdemos gradativamente um legado importante para a formação dos ecossistemas. Isso constitui, certamente, uma distorção do conhecimento para aqueles que, de abelhas, só conhecem as abelhas de mel, deixando no limbo as centenas de espécies de abelhas nativas sem ferrão.

Portanto, o que cabe aos pesquisadores, apicultores, meliponicultores, é a responsabilidade de proporcionar a essa imensa biodiversidade potencial (nativa ou não) condições para que possa florescer sem o risco de ameaça que se tem vislumbrado nos últimos anos em razão da rápida degradação ambiental que ocorre em todo o país.

## Referências Bibliográficas

- Absy, M.L. & Kerr, W.E. 1977. Algumas plantas visitadas para obtenção de pólen por operárias de *Melipona seminigra merrillae* em Manaus. Acta. Amaz., 7(3):309-315.  
Absy, M.L.; Bezerra, E.B. & Kerr, W.E. 1980. Plantas nectaríferas utilizadas por duas espécies de *Melipona* da Amazônia. Acta.

- Amaz., 10(3):271-81.
- Absy, M.L.; Camargo, J.M.F.; Kerr, W.E. & Miranda, I.P.A. 1984. Espécies de plantas visitadas por Meliponinae (Hymenoptera: Apoidea) para coleta de pólen na região do médio Amazonas. Rev. Bras. Biol., 44(2):227-237.
- Aidar, D.S. 1995. Multiplicação artificial e manejo de colônias de *Melipona quadrifasciata* Lep. (Hymenoptera: Apidae: Meliponinae). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.
- Aidar, D.S. 1996. A mandaia: biologia de abelhas, manejo e multiplicação artificial de colônias de *Melipona quadrifasciata* Lep. (Hymenoptera: Apidae: Meliponinae). Braz. J. of Genetics, ser. Monog. 103p.
- Anderson, L.D. & Atkins, E.F. 1968. Pesticide usage in relation to beekeeping. Ann. Rev. Entomol., 13:213-238.
- Atkins, E.L.; Greywood, E.A. & MacDonald, R.L. 1973. Toxicity of pesticides and other agricultural chemicals to honeybees. Univ. California Agr. Ext., M.-16.
- Banks, W.M.; Bruce, A.S & Peart, H.T. 1975. The effects of temperature, sex and circadian rhythm on the oxygen consumption in two species of cockroaches. Comp. Bioch. Physiol., 52A:223-227.
- Barros, J.R.S. & Junior, A.M. 1994. Termorregulação com abelhas *Melipona scutellaris* (Uruçu). In: Anais do I Encontro sobre Abelhas (Ribeirão Preto, SP), 1:284.
- Batista, G.C.; Amaral, E. & Passarella-Neto, A. 1975. Toxicidade de alguns inseticidas e acaricidas para operárias de *Apis mellifera ligustica* L. e *Apis mellifera adansonii* L. (Hymenoptera: Apidae). Anais da SEB, 4(1):73-77.
- Bawa, K.S. & Opler, O.P. 1975. Dioecism in tropical forest trees. Evolution, 29:167-179
- Beran, F. & Neururer, J. 1955. Zur kenntnir der winking von pflanzenchtzmitteln auf honigbiene. Pflanzenschutz Berchte, 15(7/10):97-147.
- Beran, F. & Neururer, J. 1956. Zur kenntnir der winking von pflanzenchtzmitteln auf honigbiene (*Apis mellifera* L.). 1. Mitteilchultz Ber., 12(8/11):82-103.
- Brites, V.L.C. 1981. Preferências térmicas, atividade e metabolismo respiratório na barata *Blaberus piracicabensis* Piza, 1960 (Dictyoptera: Blaberidae). Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP.
- Camillo, E. 1996. Utilização de espécies de *Xylocopa* (Hymenoptera: Anthophoridae) na polinização do maracujá amarelo. In: Anais do II Encontro sobre Abelhas (Ribeirão Preto, SP), 1:141-146.
- Chiba, Y.; Cutkomp, L.K. & Halberg, F. 1973. Circadian oxygen consumption rhythm of the flour beetle, *Tribolium confusum*. Insect. Physiol., 19:2163-2172.
- Cipolla-Neto, J. 1988. Introdução ao estudo da cronobiologia. Ícone/Edusp, São Paulo. pp.65-146.
- Cloudsey-Thompson, J.L. 1961. Rhythmic activity in animal physiology and behaviour. Academic Press, New York/London.
- Corkins, C.L. & Gilbert, C.S. 1932. The metabolism of honeybees in winter cluster. Bull. Wyoming Agric. Exp. St., 187:3-30.
- Cowles, R.B. & Bogert, C.M. 1944. A preliminary study of the thermal requirement of desert reptiles. Bull. Am. Mus. Nat. Hist., 83:261-296.
- Dietz, A.; Leitner, J.F.; Vergara, C. & Mejia, M. 1989. Effect of prolonged confinement in a refrigeration chamber on the survival of africanized and european honeybee colonies. Am. Bee J., 129(12):815.
- Fahrenholz, L. 1992. Calorimetric investigation of different castes of honey bees, *Apis mellifera carnica*. J. Comp. Physiol., B162:119-130.
- Fingerman, M.; Lago, A.D. & Lowe, M.E. 1958. Rhythms of locomotor activity and O<sub>2</sub> consumption of the Grasshoper Romalea Microptera. Amer. Mid. Nat., 59:58-66.
- Fletcher, D.J.C. & Crewe, R.M. 1981. Nest structure and thermoregulation in the stingless bee *Trigona (Plebeia) denoiti*, Vachal (Hymenoptera: Apidae). J. Ent. Soc. Sth. Afr., 44:183-196.
- Free, J.B. & Spencer-Booth, Y. 1960. Chill-coma and cold-death temperatures of *Apis mellifera*. Ent. Exp. & ApII., 3:222-230.
- Free, J.B. & Spencer-Booth, Y. 1961. Effects of temperature on *Apis mellifera* workers. Nature, 4779:933.
- Free, J.B. & Spencer-Booth, Y. 1962. The upper lethal temperatures of honeybees. Ent. Exp. & Appl., 5:249-254.
- Gimenes, M. & Marques, M.D. 1996. Polinização das flores de *Ludwigia elegans* em três localidades no estado de São Paulo. In: Anais do II Encontro sobre Abelhas (Ribeirão Preto, SP), 2:336.
- Halberg, F. 1959. Physiologic 24-hour periodicity in human beings and mice, the lighting regimen and daily routine. In: Photoperiodism and related phenomena in plants and animals. R.B. Withrow (ed.). American Association for the Advancement of Science, Washington, D.C.
- Heinrich, B. 1981. Insect thermoregulation. John Willey & Sons, New York.
- Heusner, A. & Roth, M. 1963. Consomation d'oxigène de l'abeille à différentes températures. C. R. Acad. Sci., 256:284-285.
- Heusner, A. & Stussi, T. 1964. Metabolisme énergétique de l'abeille isolée: son role dans la thermorégulation de la ruche. Insects Sociaux, 11(3):239-266.
- Hockings, H.J. 1884. Notes on two species of *Trigona*. Trans. Ent. Soc., 32:149-157.
- Hoffmann, M. & Pereira, T.N.S. 1996. Polinização do maracujá-amarelo (*Passiflora edulis* f. *flavicarpa* DEG) na região de Campos dos Goytacazes, RJ. In: Anais do II Encontro sobre Abelhas (Ribeirão Preto, SP), 2:330.
- Hoyt, E. 1992. Conserving the wild relatives of crops. Wilmington. Addison-Wesley/Ibero Americana, Delaware, III/SA.
- Jansen, D.H. 1975. Ecology of plants in the tropics. Inst. Stud. Biol., 58. E. Arnold, London.
- Kapoor, N.N. 1972. Oxygen consumption of *Paragnetina media* (Walker): light effect on respiratory rates. Experimentia, 28:1311-1312.
- Kerr, W.E. 1997. A importância da meliponicultura para o país. Encontro Rio+5, Rio de Janeiro.
- Kerr, W.E.; Sakagami, S.F.; Zucchi, R.; Portugal-Araújo, V. & Camargo, J.M.F. 1967. Observações sobre arquitetura dos ninhos e comportamento de algumas espécies de abelhas sem ferrão das vizinhanças de Manaus, Amazonas (Hymenoptera: Apidae). Actas do Simpósio sobre a Biota Amazônica, Zoologia, 5:255-309.
- Kerr, W.E.; Cunha, R. & Pisani, J.F. 1978. Genética de determinação do sexo XII. Aplicação de métodos numéricos para agrupar sexos e castas de *Melipona quadrifasciata anthidioides* Lep. (Apidae). Rev. Bras. Biol., 38(2):319-394.
- Kerr, W.E.; Carvalho, G.A. & Nascimento, V.A. 1994a. Relatório da expedição à Estação Ecológica Mamirauá (30/01 a 08/02/1994). Projeto Mamirauá. Univ. Fed. de Uberlândia, Uberlândia.
- Kerr, W.E.; Nascimento, V.A. & Carvalho, G.A. 1994b. Há salvação para os meliponíneos? In: Anais do I Encontro sobre Abelhas (Ribeirão Preto, SP), 1:60.
- Kerr, W.E.; Carvalho, G.A. & Nascimento, V.A. 1996. Abelha urucu, biologia, manejo e conservação. Fund. Acangaú, Belo Horizonte.
- Knowlton, G.F. 1944. Poisoning of honeybees. Utah Agr. Expt. Sta. Mimeo, ser., 310:1-11.
- Knowlton, G.F. 1948. Some relationships of newer insecticides to honeybees. Utah Coll. Extn. MS - 725.
- Lensky, Y. 1964. Résistance des abeilles (*Apis mellifera* L. var. *ligustica*) à des températures élevées. Insects Sociaux, 11: 293-300.
- Macieira, O.J.D. & Hebling, M.J.A. 1992. Determinação das temperaturas letais para operárias de *Trigona spinipes* (Fabr., 1793) (Hymenoptera: Apidae). Naturalia, (edição especial):242.
- Macieira, O.J.D. & Hebling, M.J.A. 1994. Influência de fatores ambientais sobre o metabolismo respiratório de *Trigona spinipes* (Hymenoptera: Apidae). In: Anais do II Congresso de Ecologia do Brasil (Londrina, PR), 1:18.
- Macieira, O.J.D. & Hebling-Beraldo, M.J.A. 1989. Laboratory toxicity to workers of *Trigona spinipes* (Fabr., 1793) (Hyme-

- noptera: Apidae). Journal of Apicultural Research, 28(1):3-6.
- Macieira, O.J.D. & Proni, E.A. 1998. Estudo da tolerância às variações de temperatura em operárias de *Melipona quadrifasciata anthidioides* Lepeletier (Hymenoptera: Apidae: Meliponinae). In: Anais do III Encontro sobre Abelhas (Ribeirão Preto, SP), 3:267.
- Malaspina, O. 1979. Estudo genético da resistência ao DDT e relação com outros caracteres em *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae). Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP.
- Malaspina, O. & Stort, A.C.G. 1983. DDT tolerance of africanized bees, italian bees (*Apis mellifera*) and their F<sub>1</sub> hybrids (Hymenoptera: Apidae). J. Kansas Ent. Soc., 56(1):74-79.
- Mateus, S.; Mechi, M.R. & Bego, L.R. 1996. Abundância relativa, sazonalidade e preferência floral das abelhas da família Apidae, em área natural de cerrado na Estação Ecológica de Jataí. In: Anais do II Encontro sobre Abelhas, 2:338 (Ribeirão Preto, SP).
- Metcalf, R.L. & March, R.B. 1949. Studies of the mode of action of Parathion and its derivatives, and their toxicity to insects. J. Econ. Entomol., 42(5):721-728.
- Michener, C.D. 1961. Observation on the nests and behavior of *Trigona* in Australia and New Guinea (Hymenoptera: Apidae). Am. Mus. Novitates, 2026:1-46.
- Michener, C.D. 1974. The social behaviour of the bees. A comparative study. Harvard Univ., Cambridge, Mass.
- Moore-Ede, M.C.; Sulzman, F.M. & Fuller, C.A. 1982. Circadian timing of physiological systems. In: The clocks that time Us. Univ. Press, Harvard. pp.201-294.
- Moritz, R.F.A. & Crewe, R.M. 1988. Air ventilation in nests of two african stingless bees *Trigona denoiti* and *Trigona gribodoi*. Exper., 44:1024-1027.
- Moure, J.S. & Camargo, J.M.F. 1994. *Melipona (Michinelia) capichaba*, uma nova espécie de Meliponinae do sudoeste do Brasil. Revta. bras. Zool. 11(2):289-296.
- Musgrave, H.J. & Salked, E.H. 1950. A bibliography of honeybee (*Apis mellifera* L.) and wild bees. Unn. Report, Cornell Univ.
- Needhan, P.H.; Solly, S.R.B. & Stevenson, J.H. 1966. Damage to honeybee colonies (*Apis mellifera*) by insecticides in Great Britain, 1956-65. J. Sci. Fd. Agric., 17:133-137.
- Nogueira Neto, P. 1948. Notas bionômicas sobre meliponíneos. I. Sobre a ventilação dos ninhos e as construções com ela relacionadas. Rev. Bras. Biol., 8(4):465-488.
- Nogueira Neto, P. 1953. A criação de abelhas indígenas sem ferrão (Meliponinae). Chácaras e Quintais, São Paulo.
- Nogueira Neto, P. 1970. A criação de abelhas indígenas sem ferrão. 2ª ed. Chácaras e Quintais, São Paulo.
- Nogueira Neto, P.; Imperatriz-Fonseca, V.L.I.; Kleinert-Giovannini, A.; Viana, B.F. & Siqueira de Castro, M. 1986. Biologia e manejo das abelhas sem ferrão. Tecnapis, São Paulo.
- Odum, E. 1998. Ecologia. Guanabara, Rio de Janeiro.
- Oliveira, M.A.C. 1973. Algumas observações sobre a atividade externa de *Plebeia saiqui* e *Plebeia droryana*. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Pirsch, G.B. 1923. Studies on the temperature of individual insects, with special reference to the honeybee. J. Agric. Res., 24:275-287.
- Price, P.W. 1975. Insect ecology. John Wiley & Sons., Inc., New York.
- Proni, E.A. 1995. Fisionologia e capacidade de termorregulação em ninhos de *Tetragonisca angustula angustula* Latreille, 1807 e *Plebeia julianii* MOURE, 1962 (Hymenoptera: Apidae). Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP.
- Proni, E.A. 1996. Termorregulação comparativa entre ninhos de abelhas *Scaura latitarsis* (Hymenoptera: Meliponinae) nidificado em termiteiro arbóreo de *Nasutitermes* sp. (Isoptera: Termitidae). In: Anais do II Encontro sobre Abelhas (Ribeirão Preto, SP), 2:205.
- Proni, E.A. 2000. Biodiversidade de abelhas indígenas sem ferrão (Hymenoptera: Apidae: Meliponinae) na bacia do rio Tibagi, estado do Paraná, Brasil. Arq. Ciên. Vet. Zool. UNIPAR, 3(2):145-150.
- Proni, E.A. & Hebling, M.J.A. 1984. Variação nictemeral da taxa respiratória de operárias de *Tetragonisca angustula fiebrigi* Schwarz e *T. a. angustula* Latreille (Hymenoptera: Apidae). In: Anais do IV Seminário Regional de Ecologia (São Carlos, SP). p.205.
- Proni, E.A. & Hebling, M.J.A. 1992. Estudo comparativo de tolerância às variações de temperatura em operárias de *Plebeia julianii* MOURE, 1962 e *Tetragonisca angustula angustula* Latreille, 1807 (Hymenoptera: Apidae). Naturalia, (edição especial):243.
- Proni, E.A. & Hebling, M.J.A. 1994. Tolerance to temperature variation in workers of *Tetragonisca angustula fiebrigi* Schwarz, 1938 and *Tetragonisca angustula angustula* Latreille, 1807 (Hymenoptera: Apidae). Rev. Bras. Biol., 54(1):85-90.
- Proni, E.A. & Hebling, M.J.A. 1996. thermoregulation and respiratory metabolism in two brazilian stingless bee subspecies of different climatic distribution, *Tetragonisca angustula fiebrigi* and *T. a. angustula* (Hymenoptera: Apidae: Meliponinae), Entomol. Gen., 20(4):281-289.
- Proni, E.A. & Macieira, O.J.D. 1998. Variação nictemeral da taxa respiratória de operárias isoladas de *Melipona quadrifasciata anthidioides* Lepeletier (Hymenoptera: Apidae: Meliponinae), durante inverno e verão. In: Anais do III Encontro sobre Abelhas (Ribeirão Preto, SP), 3:265.
- Prosser, C.L. 1973. Comparative animal physiology. v. I. Environmental physiology. 3ª ed.. W. B. Saunders Comp. Phyladelphia.
- Rosenkranz, P.; Engels, W. & Engels, E. 1986. Reaction of *Scaptotrigona postica depilis* colonies to a change of external temperature. In: Abstracts Book of the 10<sup>th</sup> International Congress of the IUSSI (München). p.182.
- Roubik, D.W. 1979. Nest and colony characteristic of stingless bees from French Guiana. J. Kansas Entomol. Soc., 52:443-470.
- Roubik, D.W. 1989. Ecology and natural history of tropical bees. Cambridge University Press, New York.
- Roubik, D.W. & Peralta, F.J.A. 1983. Thermodynamics in nests of two *Melipona* species in Brazil. Acta Amaz., 13(2): 453-466.
- Ruegg, E.F.; Puga, S.R.; Souza, M.C.M.; Úngaro, M.T.S.; Ferreira M.S.; Yokomizo, Y. & Almeida, W.F. 1991 O impacto dos agrotóxicos sobre o meio ambiente, a saúde e a sociedade. Ícone, São Paulo.
- Sanger, A.M.H. 1959. Aldrin, Dieldrin and Endrin toxicity to honeybees. Technical Bull., 2(2):59-63.
- Shaw, F.R. 1941. Bee poisoning. Review of more important literature. J. Econ. Entomol., 34:16-21.
- Silva Jr., A.L. 1981. Taxas respiratórias de pupas e imagos de *Nannotrigona (scaptotrigona) postica* Latreille (Apidae: Meliponinae). Influência da temperatura. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Stussi, T. 1966. Comparaison à 15°C de la consommation d'oxygène de l'abeille isolée et de l'abeille en groupe de 2 et de 10. C. R. Acad. Sci., 263:1608-1611.
- Stussi, T. 1968. Analyse de la variation nyctémérale de la consommation d'oxigène de l'abeille butineuse isolée placée à différentes températures. Ann. Épiphyties, 19(1):145-146.
- Stussi, T. & Heusner, A. 1963. Variation nyctémérale de la consommation d'oxigène chez quelques espèces d'insects. C. R. Soc. Biol., 157:1509-1512.
- Tahori, A.S.; Sobel, Z. & Soller, M. 1969. Viability in insecticide tolerance of eighteen honeybees colonies. Exp. & Appl., 12:85-98.
- Takahashi-Del-Bianco, M.; Benedito-Silva, A.A.; Hebling, M.J.A.; Marques, N. & Marques, M.D. 1992. Circadian oscillatory patterns of oxygen uptake in individual workers of the ant *Camponotus rufipes*. Physiological Entomology, 17:377-383.
- Todd, F.E. & McGregor, J.E. 1952. Insecticides and bees. U. S. Dep. Agric. Yearbook, 31-135.
- Velthuis, H.H.W. 1997. Biologia das abelhas sem ferrão. Fac.

*A bacia do rio Tibagi*

- Utrecht Holanda/USP, São Paulo.
- Verma, L.R. & Edwards, D.K. 1971. Metabolic acclimatization to temperature and temperature tolerance in *Apis mellifera* and *A. cerana indica* Kept in India. J. Apic. Res., 10(3):105-108.
- Wilson, E.O. 1997. Biodiversidade. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Zucchi, R. & Sakagami, S.E. 1972. Capacidade termorreguladora em *Trigona spinipes* e em algumas outras espécies de abelhas sem ferrão (Hymenoptera: Apidae: Meliponinae). Livro em homenagem à Warwick E. Kerr. Rio Claro. pp.301-309.





## Mosquitos (Diptera: Culicidae) da região do baixo Tibagi e suas adaptações a ambientes antropogênicos: causas e conseqüências

José Lopes

**ABSTRACT** – (Mosquitoes (Diptera: Culicidae) from the lower Tibagi River Basin and their adaptation to anthropogenic environments: causes and consequences) Collections were made in areas in the Tibagi River Basin including forest and man-made ones; the latter includes rural and periurban areas. Adult insects and larvae were used in this study. The adult captures were made with the Shannon trap with light and human bait while the larvae were collected with entomological nets for aquatic insects, manual collectors for small places and trap pots with water were also installed to attract the pregnant females. Seventy-nine species were collected from the following genera *Aedomyia*, *Aedes*, *Anopheles*, *Chagasia*, *Coquillettidia*, *Culex*, *Haemagogus*, *Limatus*, *Mansonia*, *Psorophora*, *Sabethes*, *Shannoniana*, *Trichoprosonon*, *Toxorhynchites*, *Uranotaenia* e *Wyeomyia*. Sylvatic considered species such as *Aedes terreus*, *Anopheles albitarsis*, *An. evansae*, *An. strodei*, *Culex tatoi*, *Cx. taeniopus* e *Haemagogus leucocelaenus* were found in man-made environments. They had laid their eggs in artificial recipients for later development of the larvae. Recently introduced or reintroduced species such as *Aedes aegypti* and *Ae. albopictus* are widely spread in the urban area and are highly dispersed in the rural area, exerting a strong competitive action to the native species. Dam construction and flooded areas with the right type of vegetation create the ideal conditions for the mosquitoes reproduction especially anophelins from the *Nyssorhynchus* sub-genera and culicins from the *Mellanoconion* sub-genera. This chapter also discusses the domestication of some species, the environmental demands, habitat influences, physic environmental factors, anthropofilia, epidemiological relevant information about some species and yet is aware of the causes and consequences of man's attitude towards the environment without considering the culicideofauna subjects.

Key words – Culicidae, Diptera, human bait catches, larvae, mosquitoes, natural and artificial breeding sites, Shannon trap.

### INTRODUÇÃO

O estudo da entomofauna culicidiana é de grande importância, por incluir indivíduos com capacidade vetorial de agentes patogênicos para o homem e para outros animais. Reeves (1965) assinalou, na região dos trópicos, cerca de 200 arboviroses, das quais 70 são patogênicas para o homem, sendo a maioria delas transmitida por várias espécies de Culicidae.

Dados da Organização Mundial da Saúde (OMS) mostram que os patógenos de doenças transmitidas por mosquitos (malária, filariose, encefalites, febre amarela, dengue) ameaçam mais de três bilhões de pessoas nas regiões tropicais e subtropicais. Os plasmódios da malária, transmitidos pelas espécies de *Anopheles* Meigen, 1818 estão presentes em 102 países tropicais, colocando em risco mais da metade da população mun-

dial. São registrados 100 milhões de casos de malária ano<sup>-1</sup>, com um milhão de mortes. A dengue, doença virótica transmitida pelo *Aedes (Stegomyia) aegypti* (Linnaeus, 1762), também é bastante grave. Cerca de 1,5 bilhão de pessoas nos trópicos vive sob risco da infecção do dengue.

Além da capacidade vetorial, é necessário destacar a perturbação trazida por esses insetos às populações humanas, devido ao hábito hematofago. Conseqüentemente, um grande número de pessoas apresenta reações alérgicas às picadas dos mosquitos. Essa situação induz o homem a dispêndios com dispositivos de proteção nas casas, quer pelo uso de telas nas portas e janelas, quer pela utilização de produtos químicos dotados de ação mortífera ou repelente sobre os mosquitos.

A destruição dos ecótopos naturais, associada ao crescimento urbano desordenado, favorece a aproxi-

mação e o convívio do homem com esses insetos, e as resoluções científicas não ocorrem na mesma velocidade com que se dão esses processos. Os estudos da culicideofauna na região do baixo Tibagi são incipientes, seja em seu estado primitivo, pré, durante e pós-colonização, seja em relação ao momento antropogênico atual. A situação verificada nessa região não é diferente do que ocorre no resto do Brasil.

O baixo Tibagi, originalmente recoberto por floresta primária, sofreu, a partir do início do século XX, uma rápida devastação, que foi intensificada quando o café começou a ser cultivado. A partir de 1975, depois de uma forte geada, teve início a erradicação dos cafezais, que foram sendo substituídos pelo plantio de culturas semestrais e por pastagens.

Essa transformação favoreceu à destruição das pequenas reservas de mata da região, e até mesmo de boa parte de suas matas ciliares e de encosta, devido à intensa mecanização das terras cultiváveis e ao desrespeito às leis de proteção ambiental pertinentes.

O aumento das atividades humanas, o crescimento desordenado das cidades e a construção de barragens nos rios elevam o número de criadouros para Culicidae e, conseqüentemente, fazem fracassar as campanhas que visam seu controle. Machado-Allison (1980) preconizou que o número de criadouros potenciais gerados pelas atividades humanas aumenta de forma exponencial.

O descarte, pelo homem, de recipientes com capacidade de retenção de água favorece a procriação de grupos de indivíduos de uma população de mosquitos dotada de plasticidade genética que permita o desenvolvimento nesses criadouros artificiais. Esse é um passo fundamental para a domiciliação de algumas espécies silvestres, aumentando, em conseqüência, os problemas de saúde pública.

O levantamento e o conhecimento da entomofauna culicidiana de ambientes silvestres são fundamentais antes de se promover modificações ambientais, pois é possível prever as prováveis conseqüências que essas modificações podem ter sobre as espécies e sobre suas populações, desde que se tenha conhecimentos prévios de sua biologia e de sua ecologia.

Estudos posteriores, em ambientes alterados, também são importantes, já que as transformações ambientais artificiais repentinas direcionam populações animais, ou parte delas, com potencial genético para tanto, a novas adaptações em ambientes degradados, podendo aproximá-las das populações humanas. Os mosquitos, assim como todos os outros animais silvestres na região do baixo Tibagi, foram e continuam sendo envolvidos nesse contexto de transformações. Ressalte-se que, nessa região, as matas ciliares e as pequenas reservas de mata primária ou secundária que restaram, assim como águas superficiais, exercem papel de refúgio para algumas espécies silvestres de Culicidae.

Toda vez que há interferência no ambiente, as modificações que, conseqüentemente, ocorrem na sua paisagem e em suas condições físico-químicas são sentidas pelos organismos, e alterações na dinâmica populacional ou na diversidade das espécies são observadas. Quanto mais sensível o organismo, tanto mais rapidamente ocorrem as sucessões.

O sucesso nos processos de dispersão e de colonização de novos ambientes e até mesmo o mecanismo da domiciliação passam, obrigatoriamente, pela ação da seleção natural sobre a fase larval. As larvas dos insetos holometábulos podem ser consideradas como organismos distintos de sua correspondente fase adulta, já que têm hábitat, forma e alimentação totalmente diferenciados, bem como diferentes mecanismos fisiológicos e adaptativos. Um inseto holometábulo não terá sucesso adaptativo se o ambiente não oferecer condições ideais para as duas fases de vida pelas quais ele passa. Assim, um mosquito nunca poderá ser considerado domiciliado se suas larvas não sobreviverem em criadouros artificiais.

Insetos domiciliados são aqueles que, obrigatoriamente, acompanham o homem, sobrevivem e se reproduzem nos ambientes antrópicos — e, dessa forma, são, também, componentes da fauna urbana.

Tendo em vista o desenvolvimento e as transformações ambientais ocorridas na região do baixo Tibagi, nos últimos 20 anos foram realizadas diversas pesquisas pela equipe de entomologia da Universidade Estadual de Londrina (UEL) visando conhecer as espécies de culicídeos que colonizam, nessa região, mata primária, mata ciliar alterada, áreas peridomiciliar rural, periurbana e urbana, e que procriam nas águas de rios, ribeirões, lagos, ocas de árvores, internódios de taquara e recipientes artificiais. Este capítulo resume informações sobre alguns aspectos da ecologia de 79 espécies de culicídeos registradas pela equipe da UEL e enfatiza sua aproximação ao homem e o significado epidemiológico dessa evolução adaptativa.

## CAPTURA DE ADULTOS E COLETA DE IMATUROS

Capturas de culicídeos adultos podem ser realizadas através de isca humana ou animal, armadilha de Shannon ou similares (com isca animal ou atração pela luz) (fig.1), e de armadilhas luminosas (*light trap*) (fig. 2), das quais existem muitos modelos, sendo os mais usados os tipos New Jersey e CDC. As armadilhas luminosas podem conter inseticidas ou substâncias químicas atraentes. Aspiradores manuais, com ou sem motorzinho ou costal motorizado (Forattini *et al.*, 1987a; 1987b), são usados para captura, com isca humana, de fêmeas ingurgitadas pousadas nas paredes das casas ou na vegetação, durante o período de repouso pós-hematofagia. Aspiradores também são usados para

recolher os mosquitos que são atraídos para a armadilha de Shannon e similares. A captura de fêmeas grávidas é muito importante para estudos de biologia e epidemiologia. Reiter (1983) descreveu um eficiente modelo de armadilha de oviposição.

Larvas podem ser coletadas com o auxílio de diversos tipos de concha, em lagos, rios, recipientes e buracos amplos em rochas, entre outros tipos de criadouros naturais e artificiais. Em grandes criadouros é comum a utilização de redes entomológicas para coleta de insetos aquáticos. Um modelo muito apropriado foi descrito por Lopes & Lozovei (1995) (fig. 3). Em ocós de árvores, em imbricados de folhas de bromélias ou em outros criadouros com diâmetro de abertura reduzido, utiliza-se o processo de sifonar a água. Conta-gotas são frequentemente utilizados quando se deseja coletar amostras de larvas de criadouros naturais ou artificiais (fig. 4). Para estudos específicos e populacionais, é comum lançar mão da instalação de criadouros artificiais como armadilha de oviposição, sem o objetivo de capturar a fêmea grávida, mas sim de coletar ovos ou larvas (fig. 5). Os diferentes métodos de coleta são usados de acordo com os objetivos do estudo.

### CARACTERÍSTICAS BIONÔMICAS OU ECOLÓGICAS

As espécies registradas na região do baixo Tibagi, nestes 20 anos de pesquisa, com a utilização de diferentes tipos de coleta, estão relacionadas em apêndice, que comporta, também, a maioria dos ambientes explorados nesse período.

Um desses ambientes é a fazenda Doralice, localizada no município de Ibiporã, que possui um remanescente florestal de Mata Atlântica. Apesar de pequeno (aproximadamente 100 ha), esse fragmento apresenta-se como um bom testemunho da cobertura vegetal rica e diversa originalmente existente no baixo Tibagi. Ela está situada na margem esquerda (oeste) do rio Tibagi, apresentando ainda mata ciliar contínua circundada por áreas de cultivo. Culicídeos adultos foram estudados, nessa área, com a utilização de armadilha de Shannon, com lampião a gás no seu interior (fig. 1), em capturas com duração de 12 horas, no período noturno, de novembro de 1996 a dezembro de 1997 (apêndice, nº 1).

Para se inferir sobre as conseqüências do impacto ambiental sobre a culicídeofauna, é necessário estudar a sua forma imatura, principalmente no que se refere à aceitação de recipientes e de outros criadouros naturais para a sua procriação.

Um dos estudos com larvas foi realizado no rio Tibagi, compreendendo o trecho Ibiporã-Primeiro de Maio, onde a presença de mata ciliar é rara e o rio apresenta trechos de leito natural com correntezas fortes, e trechos represados, com águas lênticas. As coletas foram realizadas ao longo de sua margem esquerda e

em lagoas próximas, entre novembro de 1996 e novembro de 1997 (apêndice, nº 2).

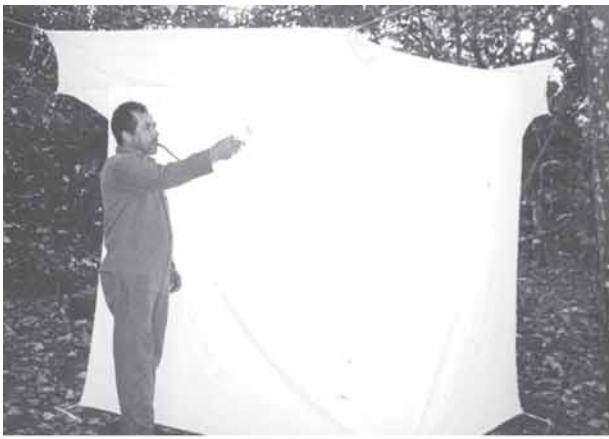
A bacia do rio Tibagi conta com aproximadamente 1.200 riachos pequenos, além dos 65 tributários diretos. Um destes pequenos riachos é o ribeirão São Domingos, que tem sua nascente no município de Cambé e foz no ribeirão Cafezal, já no município de Londrina. Ao longo de sua extensão está uma área rural típica da região norte-paranaense, onde prevalecem pequenas propriedades com atividades agropastoris. Na maioria dessas pequenas propriedades está estabelecida uma família, que possui alguns animais domésticos. O ribeirão apresenta áreas com mata ciliar reduzida e do tipo em regeneração, e trechos totalmente desprovidos de mata ciliar. É muito freqüente a presença de pequenas barragens formando represas, as quais suportam boa quantidade de plantas aquáticas em suas margens. Coletas de adultos foram realizadas, na margem de uma dessas represas, através de isca humana, no período de junho de 1988 a junho de 1989 (apêndice, nº 3).

No mesmo período, foram instalados pneus, latas, plásticos e internódios-armadilhas (recipientes confeccionados com colmos de bambu), onde foi adicionada água, como armadilhas de oviposição na mata ciliar desse ribeirão (apêndice, nº 4); coletas de larvas ao longo do ribeirão (apêndice, nº 5) e em recipientes do peridomicílio rural ao longo de sua extensão também foram realizadas (apêndice, nº 6).

As pesquisas envolvendo ambientes do ribeirão São Domingos objetivaram responder às seguintes perguntas: até que ponto as matas ciliares serviriam como refúgio para espécies silvestres? Estariam essas espécies utilizando-se desse ribeirão para as oviposições? Quais dessas espécies aceitariam recipientes antrópicos como criadouro e quais estariam deslocando-se até o peridomicílio rural ao longo do ribeirão, inclusive aí se reproduzindo, utilizando-se de água de recipientes artificiais? Levando em consideração somente o estágio imaturo, como se comportariam as larvas nessas condições antropogênicas? Foram procuradas, também, possíveis evidências de avanços adaptativos no sentido da domiciliação.

Ainda procurando evidenciar sucessão ecológica de colonização de recipiente, foi montado experimento (caixa d'água) em peridomicílio rural do município de Cambé, durante os anos de 1994 e 1995 (apêndice, nº 7). Complementando o estudo na área rural, foram instalados pneus em peridomicílios a partir da área periurbana de Londrina e adentrando para a área rural, atingindo municípios circunvizinhos, visando diagnosticar o raio de dispersão de *Ae. aegypti* e *Aedes (Stegomyia) albopictus* (Skuse, 1894) (apêndice, nº 8).

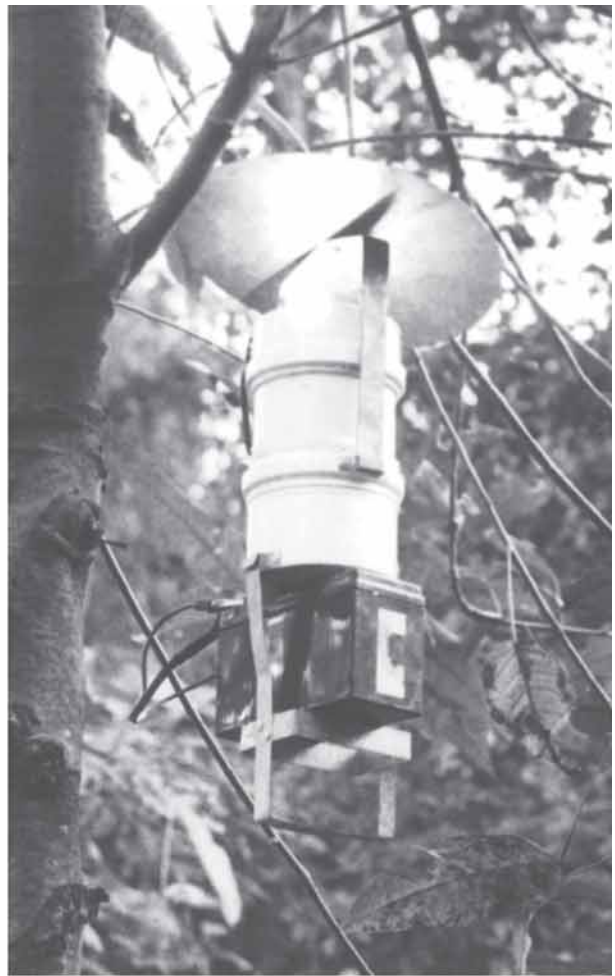
Na área urbana do município de Londrina foram executados diversos projetos, como coletas de larvas em recipientes de um cemitério central (apêndice, nº 9), em ocós de árvores do Parque Municipal Arthur Thomas



**Figura 1.** Armadilha de Shannon com luz, utilizada para captura de Culicidae. (Foto: E.A.C. Martins)



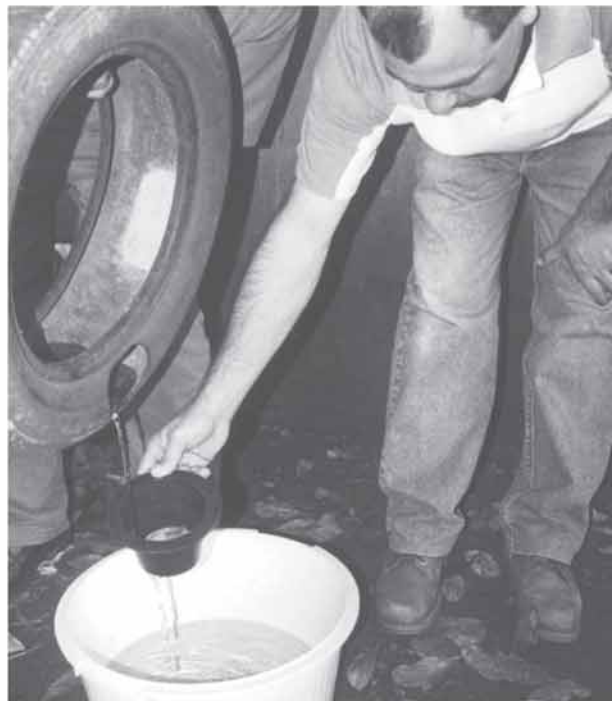
**Figura 3.** Rede de coleta para insetos aquáticos, utilizada para captura de larvas. (Foto: E.A.C. Martins)



**Figura 2.** Armadilha de luz tipo CDC. (Foto: E.A.C. Martins)



**Figura 4.** Capura de larvas de Culicidae em caixa d'água, utilizando-se de peneira e conta-gotas. (Foto: E.A.C. Martins)



**Figura 5.** Recipiente artificial com água instalado em mata da área urbana de Londrina (PR) para captura de larvas de Culicidae. (Foto: E.A.C. Martins)

(apêndice, nº 10), em criadouros artificiais encontrados em peridomicílios (apêndice, nº 11), ao longo das margens do lago Igapó (apêndice, nº 12), em criadouros artificiais instalados dentro da Mata Daher (apêndice, nº 13) e no interior de internódios de taquara dessa mata (apêndice, nº 14). Mosquitos adultos foram coletados através de isca humana dentro do campus da UEL, área periurbana de Londrina (apêndice, nº 15), e em armadilha de Shannon instalada no interior do Parque Municipal Arthur Thomas (apêndice, nº 16).

*Aedes aegypti* e *Ae. albopictus* são as duas principais espécies transmissoras do vírus da dengue em áreas urbanas — embora, para a segunda espécie, ainda não tenha sido comprovada ação vetora no Brasil. Uma transmissão vertical do vírus do dengue, por uma raça brasileira de *Ae. albopictus*, foi observada por Mitchell *et al.* (1990 *apud* Serufo *et al.*, 1993). Serufo *et al.* (1993) detectaram, em Campos Altos, no estado de Minas Gerais, larvas dessa espécie infectadas por vírus do tipo D<sub>1</sub>. Nesse mesmo ano a Fundação Ezequiel Dias (Funed) iniciou estudos epidemiológicos, pois haviam sido confirmados três casos de dengue, naquele município, sem que ocorresse a presença de *Ae. aegypti*.

Em algumas regiões do país, a dengue e a febre amarela atingiram níveis epidêmicos, sendo detectados os sorotipos D<sub>1</sub> e D<sub>2</sub>.

*Aedes aegypti* é um mosquito urbano, domiciliado, responsabilizado pelo surto de febre amarela urbana ocorrido no Brasil no início do século XX e erradicado na década de 50. A reincidência dessa espécie ocorreu nos anos 70 e, já no início da década seguinte, apareceu o primeiro surto de dengue em Boa Vista, no estado de Roraima. Na região de Londrina, a presença do vetor foi detectada em 1985 (Lopes *et al.*, 1993), restrita a dois bairros (tab. 1), e, dois anos depois, o mosquito já havia se dispersado para toda a área urbana.

Na pesquisa larvária realizada em recipientes encontrados nos peridomicílios existentes ao longo do ribeirão São Domingos (área rural dos municípios de Cambé e

Londrina) entre junho de 1988 e junho de 1989 (tab. 2) (Lopes, 1997a), a espécie não foi detectada na área rural nem próxima à área urbana. Todavia, sua presença na área rural de Cambé foi assinalada por Lopes (1997b) em 1994 (tab. 3). *Ae. aegypti* não só estava iniciando sua dispersão para a área rural como já era a segunda espécie de mosquito mais freqüente, contrastando com o observado no estudo anterior (1988-1989) (tab. 2), onde *Culex* (*Culex*) *quinquefasciatus* Say, 1823 e *Aedes* (*Ochlerotatus*) *fluviatilis* (Lutz, 1904) foram as duas espécies mais abundantes.

Esses dados exigem novo enfoque nas campanhas de controle do *Aedes aegypti*. Agentes de saúde têm que deixar de atuar somente na área urbana e partir para a atuação junto à comunidade rural. Assim, as campanhas de esclarecimento, educação sanitária e controle expandem-se e os programas se tornam mais complexos. Se novas metodologias não forem formuladas, as campanhas jamais terão sucesso. Para comprovar essa situação, entre agosto de 1998 e agosto de 1999 foram instalados pneus em peridomicílios da área rural de Londrina — atingindo municípios circunvizinhos — obedecendo transecto norte-sul e leste-oeste, com armadilhas a cada 5 km, sendo a primeira alocada na área periurbana de Londrina. Com referência à área urbana de Londrina, os resultados mostraram dispersão total de *Ae. aegypti* a até 25 km de distância de sua área urbana (Lopes *et al.*, 2000). O fato de as cidades estarem muito próximas uma das outras, no norte do Paraná, dificultou a determinação exata da dispersão linear. Todavia, pelos dados levantados pode-se concluir que, nessa região, *Ae. aegypti* está disperso por toda a área rural (tab. 4). Além dos problemas relacionados com sua capacidade vetorial, essa espécie exótica está competindo com as espécies nativas. Foi constatada a diminuição quantitativa de larvas de *Culex quinquefasciatus*. Conforme afasta-se da área urbana, a densidade populacional e a freqüência de *Ae. aegypti* tendem a diminuir, mostrando que, embora dispersa para a área rural, caracteriza-se como espécie urbana. A dispersão para a área rural, mas sempre em peridomicílios, está de acordo com sua condição domiciliada.

Normalmente, pequenos fragmentos florestais são encontrados em áreas urbanas, e quando não administrados corretamente acabam recebendo descartes da população. Esses recipientes acabam por receber água e tornar-se criadouros para *Ae. aegypti* e outras espécies de Culicidae. A coleta dessa espécie em pneus e internódios-armadilhas instalados na Mata Daher, reserva de aproximadamente 33 ha localizada na área urbana de Londrina, entre setembro de 1995 e agosto de 1996 (tab. 5) (Medri *et al.*, 1997), comprova essa tese. Dessa forma, esse tipo de hábitat deve receber atenção especial quando da montagem e execução de planos de controle desses culicídeos por parte dos órgãos competentes.

**Tabela 1.** Espécies de Culicidae coletadas em diferentes recipientes antropogênicos na área urbana do município de Londrina (PR) entre 1985 e 1987.

Espécies	Quantidade	Porcentagem
<i>Aedes aegypti</i>	2.010	6,4
<i>Ae. fluviatilis</i>	3.541	11,2
<i>Anopheles argyritarsis</i>	56	0,2
<i>Culex bigoti</i>	23	0,1
<i>Cx. corniger</i>	35	0,1
<i>Cx. grupo coronator</i>	333	1,1
<i>Cx. mollis</i>	272	0,9
<i>Cx. quinquefasciatus</i>	24.414	77,6
<i>Limatus durhamii</i>	723	2,3
<i>Psorophora cingulata</i>	3	> 0,1
<i>Toxorhynchites</i> sp.	70	0,2
Total	31.480	100,0

Fonte: Lopes *et al.* (1993).

**Tabela 2.** Número de larvas de Culicidae nos diferentes tipos de criadouro, média de Willians (Xw) e porcentagem de abundância larvária para cada espécie, em peridomicílios da área rural dos municípios de Cambé e Londrina (PR), de junho de 1988 a junho de 1989.

Espécies	Pneus			Cochos			Caixas d'água			Valas		
	Total	Xw	%	Total	Xw	%	Total	Xw	%	Total	Xw	%
<i>Aedes fluviatilis</i>	1.076	0,84	26,2	1.280	1,29	46,89	175	0,61	5,20	0	0,00	0,0
<i>Anopheles albitarsis</i>	0	0,00	0,0	0	0,00	0,00	1	0,02	0,03	0	0,00	0,0
<i>An. argyritarsis</i>	5	0,07	0,1	63	0,43	2,30	225	0,48	6,60	4	0,19	1,4
<i>An. evansae</i>	0	0,00	0,0	5	0,06	0,18	7	0,09	0,21	0	0,00	0,0
<i>An. strodei</i>	0	0,00	0,0	5	0,05	0,18	2	0,03	0,06	0	0,00	0,0
<i>Culex bigoti</i>	22	0,15	0,5	16	0,13	0,59	39	0,30	1,20	1	0,06	0,3
<i>Cx. eduardoi</i>	20	0,17	0,5	28	0,22	1,03	6	0,08	0,18	1	0,06	0,3
<i>Cx. grupo coronator</i>	8	0,09	0,2	212	0,77	7,77	382	0,77	11,20	228	1,49	77,6
<i>Cx. mollis</i>	18	0,13	0,4	0	0,00	0,00	6	0,06	0,20	19	0,49	6,5
<i>Cx. quinquefasciatus</i>	2.896	1,38	70,4	1.109	1,26	40,62	2.508	1,14	73,80	2	0,10	0,7
<i>Cx. saltanensis</i>	0	0,00	0,0	1	0,02	0,04	45	0,26	1,32	0	0,00	0,0
<i>Culex</i> sp.	0	0,00	0,0	0	0,00	0,00	1	0,02	0,03	0	0,00	0,0
<i>Limatus durhamii</i>	15	0,13	0,4	5	0,07	0,18	1	0,02	0,03	0	0,00	0,0
<i>Psorophora cingulata</i>	52	0,16	1,3	6	0,06	0,22	1	0,02	0,03	39	0,32	13,3
Total	4.112	100,00		2.730	100,00		3.399	100,00		294	100,00	
Total de observações		21			15			17			5	

Fonte: Lopes (1997a).

**Tabela 3.** Quantidade de larvas para cada espécie coletada procriando-se em caixa d'água instalada na área rural do município de Cambé (PR), com as respectivas médias por coleta, no ano de 1994. (N=50)

Espécies	Quantidade	Média
<i>Aedes aegypti</i>	4.641	92,8
<i>Ae. albopictus</i>	292	5,8
<i>Ae. fluviatilis</i>	1.341	26,8
<i>Ae. terrens</i>	163	3,3
<i>Anopheles argyritarsis</i>	16	0,3
<i>Culex eduardoi</i>	146	2,9
<i>Cx. grupo coronator</i>	354	7,1
<i>Cx. quinquefasciatus</i>	5.876	117,5
<i>Cx. saltanensis</i>	15	0,3
<i>Toxorhynchites</i> sp.	32	0,6
Total	12.876	

*Aedes albopictus*, segunda espécie de importância epidemiológica com relação à dengue e à febre amarela, foi constatada no Brasil, pela primeira vez, em 1986 (Forattini, 1986), no estado de São Paulo. Foi coletada no Jardim Adriana, área urbana de Londrina, em março de 1993, pela Fundação Nacional de Saúde (Funasa), através de coletas sistemáticas realizadas dentro de todo o perímetro urbano. Essa espécie, além de colonizar recipientes na área urbana, também coloniza criadouros naturais e artificiais na área rural, e mesmo em ambientes silvestres (Gomes & Marques, 1988; Gomes *et al.*, 1992; Soubihe *et al.*, 1992). Essa plasticidade favorece *Ae. albopictus* em termos competitivos pelo hábitat e facilita a sua rápida dispersão.

Embora *Ae. albopictus* só tenha sido detectada em Londrina em 1993, já foi coletada, em baixa quantidade, juntamente com *Ae. aegypti*, na área rural de Cambé (a 15 km de distância do foco inicial, em Londrina) nas coletas realizadas em 1994 (Lopes, 1997b) (tab 3), o

**Tabela 4.** Culicidae coletados em pneus instalados em peridomicílios da área rural do município de Londrina (PR) e de municípios circunvizinhos entre agosto de 1998 e agosto de 1999.

Espécies	Quantidade	Porcentagem
<i>Aedes aegypti</i>	3.656	5,79
<i>Ae. albopictus</i>	14.120	22,36
<i>Ae. fluviatilis</i>	223	0,35
<i>Ae. terrens</i>	332	0,52
<i>Anopheles argyritarsis</i>	6	0,01
<i>Culex bigoti</i>	169	0,26
<i>Cx. corniger</i>	379	0,60
<i>Cx. eduardoi</i>	5.421	8,58
<i>Cx. grupo coronator</i>	78	0,12
<i>Cx. mollis</i>	5.781	9,15
<i>Cx. quinquefasciatus</i>	29.855	47,29
<i>Limatus durhamii</i>	2.883	4,56
<i>Toxorhynchites</i> sp.	227	0,35
Total	63.130	100,0

que pode indicar início de dispersão, estando assim *Ae. aegypti* com densidade populacional maior. Gomes & Marques (1988) coletaram essa espécie em um oco de árvore em chácara a 4 km de distância da área urbana da cidade de São Paulo, sendo que, um ano antes, havia sido detectada na área urbana desse município.

Nos experimentos realizados entre 1998 e 1999 visando constatar a dispersão de *Ae. aegypti* e *Ae. albopictus* para a área rural de Londrina e de municípios circunvizinhos, esta última espécie não só foi coletada a uma distância superior a 25 km da área urbana de Londrina como superou quantitativamente *Ae. aegypti* e as espécies nativas, exceto *Cx. quinquefasciatus* (tab. 4). Conforme afastava-se da área urbana, a densidade populacional de *Ae. albopictus* aumentava, enquanto a densidade populacional de *Ae. aegypti* diminuía (Lopes *et al.*, 2000). *Ae. albopictus* mostrou-se capaz de supe-

**Tabela 5.** Larvas de Culicidae coletadas em pneus e internódios-armadilhas introduzidos na Mata Daher, área urbana de Londrina (PR), entre setembro de 1995 e agosto de 1996.

Espécies	Pneus	Internódios-armadilhas/solo	Internódios-armadilhas/2 m	Total
<i>Aedes aegypti</i>	78	0	0	78
<i>Ae. albopictus</i>	493	116	18	627
<i>Ae. terrens</i>	1.059	206	427	1.692
<i>Culex bigoti</i>	0	5	0	5
<i>Cx. eduardoi</i>	1.752	123	0	1.875
<i>Cx. mollis</i>	164	0	0	164
<i>Cx. quinquefasciatus</i>	744	117	357	1.218
<i>Cx. saltanensis</i>	2	0	0	2
<i>Haemagogus leucocelaenus</i>	118	165	156	439
<i>Limatus durhamii</i>	6.159	80	6	6.245
<i>Toxorhynchites</i> sp.	171	40	18	229
<i>Trichoprosopon compressum</i>	0	7	29	36
Total	10.740	859	1.011	12.610

rar competitivamente *Ae. aegypti*, colonizar criadouros artificiais e naturais, áreas antropogênicas e interior de mata residual (Parque Municipal Arthur Thomas e Mata Daher), onde foi coletada em ocos de árvores e em pneus e internódios-armadilhas instalados como armadilhas de oviposição, entre 1995 e 1997 (tabs. 5 e 6) (Lopes, 1997b; Medri *et al.*, 1997; Ito *et al.*, 1997).

**Tabela 6.** Larvas de Culicidae coletadas em ocos de árvores no Parque Municipal Arthur Thomas, área urbana de Londrina (PR), entre setembro de 1996 e setembro de 1997.

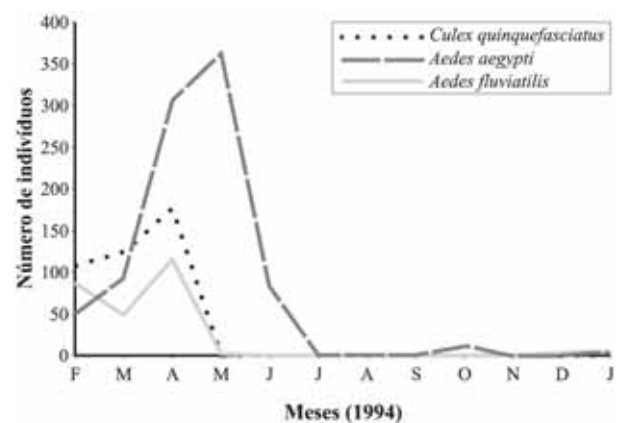
Espécies	Quantidade	Porcentagem
<i>Aedes albopictus</i>	1	0,5
<i>Ae. terrens</i>	139	66,8
<i>Culex saltanensis</i>	15	7,2
<i>Haemagogus leucocelaenus</i>	31	14,9
<i>Toxorhynchites</i> sp.	18	8,7
<i>Wyeomyia</i> sp.	4	1,9
Total	208	100,0

Fonte: Lopes *et al.* (1993).

Sendo *Ae. albopictus* uma espécie com potencial para transmitir a febre amarela e estando dispersa para a área rural, barragens, com os conseqüentes alagamentos que provocam, podem deslocar animais silvestres para uma maior proximidade com o homem e, também, com esse mosquito, podendo fechar um ciclo epidemiológico não desejado.

Na figura 6 observa-se a variação populacional, no ano de 1994, para as espécies mais freqüentemente coletadas em uma caixa d'água instalada em peridomicílio rural no município de Cambé. Constata-se que *Aedes aegypti* substitui *Cx. quinquefasciatus* e *Ae. fluviatilis*, pois nos dois anos consecutivos (1994-1995), quando aquela atinge sua maior densidade populacional, as últimas praticamente desaparecem.

Durante todos esses anos de pesquisa, foi coletada uma única larva de *Aedes (Ochlerotatus) crinifer* (Theobald, 1903) (tab. 7) — nas coletas realizadas entre 1988 e 1989 em uma das represas do ribeirão São Domingos



**Figura 6.** Variação populacional das espécies de Culicidae mais freqüentemente coletadas em caixa d'água durante o ano de 1994, em peridomicílio da área rural do município de Cambé (PR).

(município de Cambé), onde havia muitas plantas aquáticas (Lopes & Lozovei, 1995). É de se esperar que essa espécie guarde suas características silvestres, não estando ainda apta a colonizar ambientes antropogênicos. Segundo Cerqueira (1961), *Ae. crinifer* é hematófaga, silvestre e pode ser capturada durante o dia com iscas humana e animal. As larvas são encontradas em poças de água de chuva com capim e em pequenos alagados com capim à margem de riachos.

Em quase todas as pesquisas realizadas em ambiente antropogênico, quer sejam direcionadas para a coletas de larvas (tabs. 1-4 e 8), quer seja para a captura de adulto, *Ae. fluviatilis* se fez presente. Essa espécie é freqüentemente coletada em criadouros artificiais, principalmente em caixas d'água com incidência solar direta. Todavia, é observada em toda sorte de recipientes, mas em criadouros naturais (como córregos e lagoas) dificilmente é encontrada. O adulto é pouco antropofílico, preferindo fazer seu repasto sangüíneo em aves. Tem hábito diurno, mas pode ser capturado durante toda a noite (Forattini *et al.*, 1968; Neves & Silva, 1976; Consoli & Williams, 1981). Parece ser a espécie que mais sofreu com a entrada de *Ae. aegypti* e *Ae. albopictus*



**Tabela 7.** Larvas de Culicidae coletadas no ribeirão São Domingos, municípios de Cambé e Londrina (PR), entre junho de 1988 e junho de 1989.

Espécies	Quantidade	Porcentagem
<i>Aedes crinifer</i>	1	0,04
<i>Aedeomyia squamipennis</i>	1.315	47,58
<i>Anopheles albitarsis</i>	46	1,66
<i>An. argyritarsis</i>	11	0,40
<i>An. fluminensis</i>	1	0,04
<i>An. intermedius</i>	2	0,07
<i>Anopheles</i> spp.	349	12,63
<i>An. strodei</i>	612	22,14
<i>An. triannulatus</i>	12	0,43
<i>Chagasia fajardi</i>	4	0,14
<i>Culex (Melanoconion)</i> spp.	291	10,53
<i>Cx. bidens</i>	2	0,07
<i>Cx. eduardoi</i>	31	1,12
<i>Cx. grupo coronator</i>	40	1,45
<i>Cx. mollis</i>	11	0,40
<i>Cx. quinquefasciatus</i>	6	0,22
<i>Psorophora</i> aff. <i>saeva</i>	1	0,04
<i>Uranotaenia pulcherrima</i>	29	1,05
Total	2.764	100,00

Fonte: modificada de Lopes & Lozovei (1995).

**Tabela 8.** Culicídeos coletados em floreiras no cemitério São Pedro, em Londrina (PR), entre setembro de 1982 e março de 1983.

Espécies	Total coletado	Porcentagem
<i>Aedes fluviatilis</i>	1.927	22,3
<i>Aedes</i> sp.	32	0,4
<i>Culex (Culex)</i> sp.	18	0,2
<i>Cx. grupo coronator</i>	168	2,0
<i>Cx. mollis</i>	423	4,9
<i>Cx. quinquefasciatus</i>	6.078	70,3
Total	8.646	100,0

Fonte: modificada de Silva & Lopes (1985).

na região norte-paranaense, onde, há alguns anos, era a segunda espécie mais freqüente, só superada em abundância e freqüência por *Cx. quinquefasciatus*. Com o advento dos dois novos aedinos mencionados, *Ae. fluviatilis* tornou-se mais rara e está sendo deslocada por eles (tab. 4; fig. 6).

Nas coletas de larvas realizadas em criadouros naturais, como o ribeirão São Domingos, o rio Tibagi e em ocós de árvores, não foi constatada a presença de *Ae. fluviatilis*. Há evidências de evolução adaptativa dessa espécie no sentido da domiciliação, já que suas larvas foram coletadas em vasos do cemitério São Pedro, no município de Londrina, entre setembro de 1982 e março de 1983 (Silva & Lopes, 1985) (tab. 8), e em recipientes diversos nas áreas urbana e rural dos municípios de Londrina e Cambé (Silva & Lopes, 1985; Lopes *et al.*, 1993; Lopes, 1997a) (tabs. 1-3).

Nas coletas com isca humana na margem da represa do ribeirão São Domingos (no município de Cambé) realizadas entre 1988 e 1989, *Ae. fluviatilis* apresentou maior atividade hematofágica no verão (tab. 9), res-

tringindo-se praticamente ao crepúsculo, não mostrando comportamento bimodal definido e mostrando pouca antropofilia (tab. 10). Distribuição temporal semelhante foi observada por Neves & Silva (1976). No levantamento feito com armadilha de Shannon, *Ae. fluviatilis* foi espécie típica do alto verão, não tendo sido coletada na mata primária da fazenda Doralice entre novembro de 1996 e dezembro de 1997 (tab. 11). Esse último resultado pode comprovar o comportamento evolutivo da espécie para colonizar áreas antropogênicas. Maior atividade nos meses mais quentes do ano também foi observada quando foram estudadas as larvas presentes em recipientes de peridomicílios localizados na extensão do ribeirão São Domingos (1988-1989). Essa maior abundância nos meses mais quentes e mais chuvosos do ano coincide com os registros de Lozovei & Luz (1976) e Silva & Lopes (1985).

Embora a preferência de *Ae. fluviatilis* tenha sido por recipientes, principalmente de cimento, o que indica um primeiro passo evolutivo na passagem da depressão de rocha, seu criadouro natural, para esse recipiente, também é muito freqüente encontrá-la colonizando pneus. Este seria, então, o segundo passo evolutivo, se comparado com *Ae. aegypti* (Mattingly, 1957).

*Aedes (Ochlerotatus) scapularis* (Rondoni, 1848) foi constatada em freqüência muito baixa nas capturas de adultos realizadas na represa do ribeirão São Domingos (1988-1989), na mata primária da fazenda Doralice (1996-1997) e no campus da UEL, área periurbana de Londrina, entre fevereiro e novembro de 1985 (tabs. 9, 11 e 12). Sua freqüência foi maior nas coletas de larvas realizadas ao longo da margem esquerda do rio Tibagi e em lagoas adjacentes (trecho Ibiporã-Primeiro de Maio), em coletas realizadas entre novembro de 1996 e dezembro de 1997 (tab. 13). Nessas condições, embora pouco freqüente essa espécie foi muito abundante, pois só em uma das coletas contribuiu com 96,4% do total de espécimes capturados.

*Aedes scapularis* ovipõe em depressões do terreno com vegetação e, normalmente, sem água. Após uma chuva, esse local retém água, a qual serve de estímulo para a eclosão de larvas. Por ser poça temporária, sujeita à evaporação e ao rápido ressecamento — portanto, local instável —, as larvas apresentam adaptações fisiológicas de tal forma, que encurtam seu período larval, podendo o primeiro e o segundo estágio, em conjunto, durar menos de um dia. Dentro do campus universitário foi encontrada procriando em poça temporária formada pelo acúmulo de água de chuva, em depressão de terreno criada por pneu de caminhão.

As margens do rio Tibagi no trecho Ibiporã-Primeiro de Maio estão representadas, em muitos locais, por áreas de baixio, onde a pastagem chega às barrancas do rio. Esse é o local característico para encontrar larvas de *Aedes scapularis*, já que existem depressões do terreno com vegetação e incidência solar direta.

**Tabela 9.** Total mensal das espécies capturadas com isca humana na margem da represa do ribeirão São Domingos, no município de Cambé (PR), entre 1988 e 1989.

Espécies	1988							1989						Total
	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	
<i>Aedes fluviatilis</i>	0	0	0	0	2	1	4	11	14	2	2	1	0	37
<i>Ae. scapularis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Anopheles albitarsis</i>	0	0	2	14	4	3	1	0	2	3	1	0	0	30
<i>An. argyritarsis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	0	0	4
<i>An. evansae</i>	0	0	0	87	27	28	57	17	1	12	11	1	2	243
<i>An. galvaoi</i>	0	0	19	149	22	10	8	2	1	4	0	2	8	225
<i>An. lutzii</i>	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	4
<i>An. oswaldoi</i>	0	0	0	0	0	2	4	1	0	1	0	0	0	8
<i>An. parvus</i>	0	0	0	4	0	0	1	1	1	0	0	1	1	9
<i>An. strodei</i>	0	0	12	319	62	46	75	12	2	17	6	6	7	564
<i>An. triannulatus</i>	0	0	0	4	0	1	8	2	1	5	1	0	0	22
<i>Coquillettidia juxtamansonia</i>	0	0	0	3	7	8	64	8	15	31	18	0	0	154
<i>Cq. venezuelensis</i>	0	0	0	4	2	0	12	3	1	2	1	0	1	26
<i>Culex (Melanoconion) spp.</i>	0	0	0	1	1	0	19	20	10	25	9	0	2	87
<i>Cx. amazonensis</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	3	8	1	0	0	14
<i>Cx. chidesteri</i>	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3
<i>Cx. grupo coronator</i>	0	0	0	2	0	0	3	6	3	2	2	0	0	18
<i>Cx. mollis</i>	0	0	0	0	0	1	1	6	0	4	1	0	0	13
<i>Cx. quinquefasciatus</i>	0	0	0	1	5	1	4	1	0	0	0	0	0	12
<i>Mansonia titillans</i>	0	0	0	1	1	1	7	1	3	1	0	0	0	15
<i>Psorophora cingulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Ps. confinnis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Ps. discruciens</i>	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	5
Total	0	0	33	594	134	102	271	98	59	118	54	12	21	1.496

Fonte: Lopes &amp; Lozovei (1996).

**Tabela 10.** Total de Culicidae capturados com isca humana em 12 coletas realizadas na margem da represa do ribeirão São Domingos, no município de Cambé (PR), de junho de 1988 a junho de 1989, separadas em intervalos de 30 minutos. \* *Aedes scapularis*; *Anopheles argyritarsis*; *An. lutzii*; *An. oswaldoi*; *An. parvus*; *Culex amazonensis*; *Cx. coronator*; *Cx. mollis*; *Cx. quinquefasciatus*; *Psorophora cingulata*; *Ps. discruciens*; *Mansonia titillans*.

Horário	<i>Anopheles strodei</i>	<i>An. galvaoi</i>	<i>An. evansae</i>	<i>An. albitarsis</i>	<i>An. triannulatus</i>	<i>Aedes fluviatilis</i>	<i>Coquillettidia juxtamansonia</i>	<i>Cq. venezuelensis</i>	<i>Culex (Melanoconion) spp.</i>	Outros*	Total
18:00	14	11	3	0	0	1	0	1	2	3	35
18:30	78	40	40	5	4	3	26	2	14	14	226
19:00	102	40	39	4	4	14	26	5	19	13	266
19:30	103	35	71	3	2	9	34	14	14	30	315
20:00	64	18	35	3	1	4	28	3	5	6	167
20:30	52	14	17	1	4	2	10	0	4	9	113
21:00	33	10	8	2	3	1	6	0	4	3	70
21:30	30	12	16	2	2	0	1	0	3	5	71
22:00	22	12	4	2	0	0	0	0	3	0	43
22:30	10	5	6	1	0	0	1	0	0	3	26
23:00	5	5	1	1	0	0	0	1	0	1	14
23:30	5	1	0	1	0	0	0	0	1	1	9
00:00	9	5	0	0	0	0	1	0	2	4	21
00:30	5	0	0	0	0	0	3	0	0	0	8
01:00	3	2	1	0	0	0	0	0	0	4	10
01:30	2	0	0	1	0	0	1	0	1	1	6
02:00	5	3	2	0	1	0	0	0	0	2	13
02:30	5	0	1	1	0	0	1	0	0	1	9
03:00	9	3	3	0	0	0	1	0	0	1	17
03:30	2	0	0	0	0	0	1	0	1	0	4
04:00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
04:30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
05:00	3	1	2	0	0	0	4	0	0	1	11
05:30	3	0	1	0	0	1	3	0	3	1	12
06:00	1	0	2	1	1	2	5	1	9	8	30
06:30	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	3

Fonte: Lopes &amp; Lozovei (1996).

**Tabela 11.** Culicidae adultos coletados em armadilha de Shannon na mata primária da fazenda Doralice, município de Iporã (PR), entre novembro de 1996 e dezembro de 1997.

Espécies	Quantidade	Porcentagem
<i>Aedes scapularis</i>	5	0,05
<i>Aedes</i> spp.	149	1,64
<i>Ad. squamipennis</i>	218	2,39
<i>Anopheles albitarsis</i>	20	0,22
<i>An. argyritarsis</i>	5	0,05
<i>An. braziliensis</i>	9	0,10
<i>An. evansae</i>	72	0,79
<i>An. fluminensis</i>	41	0,45
<i>An. galvaoui</i>	79	0,88
<i>An. lutzii</i>	10	0,11
<i>An. minor</i>	3	0,03
<i>An. nuneztovari</i>	238	2,61
<i>An. oswaldoi</i>	60	0,59
<i>An. parvus</i>	5	0,05
<i>An. strodei</i>	151	1,66
<i>An. triannulatus</i>	3.277	35,99
<i>Chagasia</i> spp.	3	0,11
<i>Coquillettidia</i> spp.	1.327	14,57
<i>Culex (Culex)</i> spp.	1.457	16,00
<i>Limatus durhamii</i>	1	0,01
<i>Mansonia amazonensis</i>	4	0,04
<i>Ma. humeralis</i>	370	4,06
<i>Ma. indubitans</i>	2	0,02
<i>Ma. pseudotitillans</i>	6	0,07
<i>Ma. titillans</i>	1.208	13,27
<i>Ma. wilsoni</i>	2	0,02
<i>Uranotaenia</i> spp.	384	4,22
Total	9.106	100,0

**Tabela 12.** Culicidae adultos capturados com isca humana no campus da Universidade Estadual de Londrina (PR), área periurbana de Londrina, entre agosto e dezembro de 1984 e entre fevereiro e novembro de 1985.

Espécies	1984	1985
<i>Aedes fluviatilis</i>	0	20
<i>Ae. scapularis</i>	0	6
<i>Anopheles albitarsis</i>	0	6
<i>Coquillettidia juxtamanonia</i>	0	18
<i>Cq. venezuelensis</i>	0	32
<i>Culex</i> grupo <i>coronator</i>	132	190
<i>Cx. quinquefasciatus</i>	48	19
<i>Cx. ribeirensis</i>	0	108
<i>Mansonia titillans</i>	3.580	0
Total	3.760	399

Fonte: Lopes *et al.* (1995a; 1995b).

*Aedes scapularis* aparece como espécie abundante nas coletas realizadas em habitats antropogênicos, principalmente nas regiões litorâneas. Sua alta frequência peridomiciliar e intradomiciliar, e sua forte antropofilia, permitiram considerá-la como uma espécie em fase de domiciliação (Forattini *et al.*, 1986b; 1987b; 1989; Forattini & Gomes, 1988). Embora a espécie seja antropofílica endófila, as exigências fisiológicas para a eclosão dos seus ovos distanciam-na do processo de domiciliação, no norte do Paraná. Isso seria mais viável em

**Tabela 13.** Larvas de Culicidae coletadas ao longo da margem esquerda do rio Tibagi e em lagoas adjacentes (trecho Iporã-Primeiro de Maio) (PR), entre novembro de 1996 e dezembro de 1997.

Espécies	Quantidade	Porcentagem
<i>Aedeomyia squamipennis</i>	1.144	45,41
<i>Aedes scapularis</i>	220	8,73
<i>Ae. terreus</i>	1	0,04
<i>Anopheles</i> spp.	673	26,72
<i>Culex (Melanoconion)</i> spp.	266	10,56
<i>Cx. chidesteri</i>	5	0,20
<i>Cx. eduardoi</i>	8	0,32
<i>Cx. grupo coronator</i>	34	1,35
<i>Cx. habilitator</i>	1	0,04
<i>Cx. mollis</i>	30	1,19
<i>Cx. quinquefasciatus</i>	1	0,04
<i>Mansonia</i> spp.	30	1,19
<i>Psorophora cingulata</i>	12	0,48
<i>Psorophora</i> sp.	5	0,20
<i>Uranotaenia</i> spp.	89	3,53
Total	2.518	100,00

regiões tropicais que favorecem o aparecimento do tipo de criadouro exigido pela espécie.

Nas coletas feitas com armadilha de Shannon no remanescente florestal da fazenda Doralice (1996-1997), *Aedes* spp. apresentaram alta população nos primeiros 30 minutos de coletas, depois diminuindo significativamente, mas voltando a crescer e a mostrar pico populacional entre 20 e 20:30 h. A maior abundância inicial pode ter ocorrido pelo chamado efeito intrusão, já que muitas espécies do gênero *Aedes* são de hábito diurno. É o único gênero que mostra tendência de aumento populacional no amanhecer.

Nos trabalhos realizados entre 1988 e 1989, *Aedes (Protomacleaya) terreus* (Walker, 1854) só tinha sido coletada, em baixa frequência, em pneus e em internódios-armadilhas instalados na mata ciliar do ribeirão São Domingos, municípios de Cambé e Londrina (tab. 14); nenhum exemplar de larvas tinha sido coletado em recipientes de peridomicílios da área rural ou urbana dessas cidades. A partir de 1992, a espécie tornou-se presente em todos os locais estudados, inclusive nos ambientes anteriormente pesquisados e que haviam sido negativos para a mesma (tabs. 3-6, 13). Foram coletados, entre 1996 e 1997, adultos no Parque Municipal Arthur Thomas (tab. 6); em outros períodos de coleta, larvas foram capturadas em pneus, internódios-armadilhas, caixas d'água, ocos de árvores, ao longo da margem do rio Tibagi e no lago Igapó, entre outros criadouros. Foi muito frequente o convívio de *Ae. terreus* com *Ae. aegypti* e *Ae. albopictus*.

Lopes (1992) sugeriu que *Ae. terreus* seria uma espécie pouco adaptada a condições ambientais totalmente alteradas e que havia mostrado pouca tendência à domiciliação. Por ter ocorrido por cinco vezes em pneus, nas coletas realizadas no período 1988-1989, o autor considerou que não seria uma situação ocasional, mas

**Tabela 14.** Larvas de Culicidae coletadas em recipientes instalados no interior da mata ciliar do ribeirão São Domingos, municípios de Cambé e Londrina (PR), entre junho de 1988 e junho de 1989.

Espécies	Pneus	Latas	Plásticos	Internódios-armadilhas	Total
<i>Aedes terrens</i>	18	0	0	39	57
<i>Culex bigoti</i>	169	14	0	2	185
<i>Cx. declarator</i>	6	0	0	0	6
<i>Cx. eduardoi</i>	5.988	521	5	126	6.640
<i>Cx. grupo coronator</i>	26	0	0	0	26
<i>Cx. laticloasper</i>	321	0	0	0	321
<i>Cx. mollis</i>	330	0	0	136	466
<i>Cx. quinquefasciatus</i>	5.073	444	147	1.097	6.761
<i>Cx. taeniopus</i>	41	0	0	0	41
<i>Cx. tatoi</i>	31	0	0	0	31
<i>Haemagogus leucocelaenus</i>	47	0	1	123	171
<i>Liimatus durhamii</i>	3.941	268	1.710	308	6.227
<i>Toxorhynchites</i> sp.	39	2	2	5	48
<i>Trichoprosopon compressum</i>	0	0	0	12	12
<i>Tr. digitatum</i>	0	0	0	8	8
Total	16.030	1.249	1.865	1.856	21.000

Fonte: modificada de Lopes (1997).

que representantes dessa população poderiam ser dotados de plasticidade genética que os capacitariam a colonizar tais recipientes. As novas observações indicam que a hipótese de Lopes (1992), de que *Ae. terrens* seria uma espécie pouco adaptada a condições ambientais totalmente alteradas, pode não corresponder ao que está acontecendo. Resultados de coletas realizadas a partir de 1994 direcionam ao raciocínio de que, naquele momento (1988), estava se iniciando um processo de dispersão do *Ae. terrens*.

O registro feito em 1988 (Lopes, 1992) foi fato inédito para o norte do Paraná, e também inédita foi a observação de seu desenvolvimento em pneus. A espécie era tida como capaz de proliferar com maior frequência acima do nível do solo, sendo comumente encontrada em internódios-armadilhas e ocos de árvores, e raramente em bromélias e poças no solo (Kumm & Novis, 1938; Davis, 1944b, 1945; Neves & Faria, 1977; Amerasinghe & Alagoda, 1984; Lourenço-de-Oliveira *et al.*, 1986). Essa dispersão rápida pode ser típica para o gênero *Aedes*, já que o mesmo fenômeno foi observado para *Ae. aegypti* e *Ae. albopictus*.

Nas coletas de adultos realizadas somente durante o período noturno, os mosquitos pertencentes ao gênero *Aedes* foram capturados apenas nos crepúsculos matutino e vespertino, com predominância no segundo.

*Aedeomyia* (*Aedeomyia*) *squamipennis* (Lynch Arribalzaga, 1878) é uma espécie comprovadamente ornitófila e de hábito noturno; não atacou o coletor mesmo quando as coletas com isca humana foram feitas nas imediações de seu criadouro.

No município de Jataizinho, entre novembro de 1996 e dezembro de 1997 foram feitas coletas perto do leito do rio Tibagi, local onde existem muitas lagoas oriundas de barreiros explorados por cerâmicas. Nessas lagoas existe vegetação aquática, representada principalmente por gramíneas, *Eichhornia* sp. (Pontederiaceae), o

popular aguapé ou jacinto-d'água, e *Pistia* sp. (Araaceae), conhecida por alface-d'água ou repolho-d'água. Essa é a condição preferida por larvas de *Aedeomyia squamipennis* (tab. 13). Barragens feitas no ribeirão São Domingos, com conseqüente formação de represas, propiciou o desenvolvimento de plantas aquáticas, principalmente aguapé e alface-d'água. Numa dessas represas, onde foi realizada captura de larvas em 1988-1989, a coleta de *Ad. squamipennis* foi maior que nos outros pontos de coleta desse mesmo ribeirão, e também foi esse o culicídeo mais freqüentemente coletado (tab. 7). Essa espécie apresenta flutuação populacional, sendo mais abundante no verão.

Entre os anofelinos pertencentes ao subgênero *Nyssorhynchus*, as espécies *Anopheles albitarsis* Lynch Arribalzaga, 1878, *An. evansae* (Brethes, 1926), *An. galvaoi* Causey, Deane & Deane, 1943 e *An. strodei* Root, 1926 formam um grupo complexo, difícil de ser separado e muito freqüente nas coletas de mosquitos adultos ou de larvas nas lagoas, lagos e margens de ribeirões.

O gênero *Anopheles* foi predominante, contribuindo com 74,1% do total de espécimes coletados com isca humana na margem da represa pesquisada no ribeirão São Domingos, em Cambé (1988-1989), e, dentro desse gênero, *An. strodei* foi a espécie com maior frequência, contribuindo com 37,7% do total de mosquitos coletados (tab. 9). Nessa estação de coleta, a mata ciliar estava ausente e a represa (que apresentava muitas plantas aquáticas) servia como um grande criadouro natural. Essa situação difere daquela da mata primária da fazenda Doralice, pois, embora perto da área de coleta houvesse uma lagoa formada por uma nascente e que abrigava plantas aquáticas, pela ausência da mata recebia incidência solar direta. As condições alteradas favoreceram ao desenvolvimento de *Anopheles* do subgênero *Nyssorhynchus*, principalmente *An. strodei*, *An.*

*evansae*, *Anopheles oswaldoi* (Peryassu, 1922) e *An. galvaoui*.

Nos resultados obtidos com isca humana (tab. 9), observa-se que essas espécies foram mais abundantes na primavera. Na mata primária da fazenda Doralice, a maior atividade foi no verão, influenciada por *Anopheles (Nyssorhynchus) triannulatus* (Neiva & Pinto, 1922), que foi a espécie predominante. *An. strodei*, *An. galvaoui*, *An. evansae* e *An. albitarsis* estiveram praticamente ausentes nas coletas realizadas, ali, no inverno de 1997, e mostraram pico populacional no início da primavera, ocorrendo em seguida uma estabilização da densidade, mas com acentuada queda no verão. Esses resultados reforçam a hipótese de Lopes & Lozovei (1995), de que essas espécies possam passar à estação fria na fase larval, já que foram capturadas em alta densidade durante o inverno. O mês de setembro propiciou uma coleta de adultos muito acima da média, o que pode indicar uma forte eclosão de adultos oriundos das larvas de inverno, justamente no final desta estação e início da primavera (tab. 9).

Nas coletas, esses anofelinos comportaram-se como espécies tipicamente crepusculares, embora apareçam, em baixa densidade, durante toda a noite. Apresentaram comportamento de picada unimodal, com início de atividade estimulada pelo *crep* (tab. 10).

O número significativo de adultos coletados com isca humana pode indicar uma forte antropofilia para essas quatro espécies, em contraposição à zoofilia, já que, a menos de 100 m do local das coletas realizadas entre 1988-1989, na margem da represa do ribeirão São Domingos (município de Cambé), aproximadamente 20 bovinos reuniam-se sob algumas árvores para passar a noite, durante todo o período de coletas.

Corrêa & Ramos (1941) afirmaram que *An. evansae* não seria antropófila nem domiciliada, embora pudesse ser encontrada em intradomicílio e capturada com isca humana. *An. strodei* apresenta-se como não-domiciliada, e embora seja considerada zoófila, pode ser coletada com isca humana e encontrada intradomiciliariamente (Rachou, 1958). Corrêa (1938) encontrou *An. strodei* na fazenda Santa Alice, no estado de São Paulo, como domiciliada, não sendo, entretanto, constante sua presença nas casas, o que poderia ser interpretado como domiciliação temporária.

A colonização em áreas abertas pelas espécies *An. oswaldoi*, *An. strodei*, *An. galvaoui*, *An. evansae* e *An. albitarsis* não se caracteriza como fato inédito, pois sua presença exercendo atividade hematofágica em áreas de mata residual, em ambientes alterados, em peridomicílio e até mesmo em domicílio, é um relato comum na literatura (Galvão *et al.*, 1937; Barreto, 1938; Rachou *et al.*, 1958; Forattini *et al.*, 1968, 1978a, 1978b, 1981, 1986a, 1987b; Neves & Silva, 1976).

*Anopheles oswaldoi* mostrou-se pouco adaptada às condições antrópicas ou climáticas do norte do Paraná,

ou então seria apenas menos antropófila. Nas coletas realizadas com isca humana na represa do ribeirão São Domingos, em 1988-1989, também esteve em baixa densidade populacional (Lopes & Lozovei, 1995) (tab. 9). *Anopheles albitarsis*, *An. strodei* e *An. evansae* já foram registradas em charcos, lagoas, poças com capim, pântanos, pastos alagados, valas, escavações artificiais, cacimbas de uma olaria, fontes, remansos e margens de córregos abertos e sombreados, olhos d'água e açudes (Davis, 1944b; Corrêa *et al.*, 1949; Cerqueira, 1961; Lozovei & Luz, 1976; Lopes & Lozovei, 1996), caracterizando-se como espécies que procriam, preferencialmente, em lagoas com vegetação e incidência solar direta (Lane, 1936; Cerqueira, 1961). Na região do baixo Tibagi, lagoas com água parada ou de fluxo lento, com vegetação aquática e incidência solar direta, caracterizam-se como locais ideais para o encontro de larvas dessas quatro espécies. Todavia, margens de ribeirões que têm vegetação invadindo seu leito também podem abrigar suas larvas, assim como lagoas sombreadas (Lopes & Lozovei, 1996; Oliveira *et al.*, 1998). Essas espécies são coletadas em ambiente antropogênico, inclusive na área urbana. *An. strodei* e *An. evansae* foram as espécies predominantes nas coletas de larvas realizadas nas margens do lago Igapó entre setembro de 1996 e março de 1997 (tab. 15) (Oliveira *et al.*, 1998).

**Tabela 15.** Espécies de Culicidae coletadas no lago Igapó, área urbana de Londrina (PR), entre setembro de 1996 e março de 1997, com seus respectivos totais.

Espécies	Total
<i>Aedeomyia squamipennis</i>	186
<i>Aedes terrens</i>	15
<i>Anopheles albitarsis</i>	1
<i>An. argyritarsis</i>	10
<i>An. braziliensis</i>	19
<i>An. evansae</i>	33
<i>An. galvaoui</i>	4
<i>An. oswaldoi</i>	45
<i>An. strodei</i>	465
<i>Culex (Culex) spp.</i>	1
<i>Cx. (Melanoconion) spp.</i>	79
<i>Cx. bidens</i>	1
<i>Cx. eduardoi</i>	7
<i>Cx. grupo coronator</i>	26
<i>Cx. mollis</i>	49
<i>Cx. quinquefasciatus</i>	24
<i>Uranotaenia geometrica</i>	1
<b>Total geral</b>	<b>966</b>

A plasticidade genética capacita as espécies *An. albitarsis*, *An. strodei* e *An. evansae* para colonizar desde ambientes silvestres até ambientes totalmente alterados. Assim, na construção de barragens, sua presença nas lagoas que se formam deve ser considerada, pois elas ampliam as oportunidades desses culicídeos.

Na formação de um lago, inicialmente as águas vão invadindo a terra firme, submergindo a vegetação,

inclusive as matas ciliares dos afluentes e até mesmo remanescentes florestais. Quando as margens do lago já formado permanecem em áreas pantanosas ou em condições de sombreamento, tornam-se um ambiente propício para a criação das larvas. As espécies *An. strodei* e *An. evansae* são espécies que apresentam alta densidade populacional, o que significa que têm boa adaptação a esse tipo de situação. Um fator agravante envolvendo essas duas espécies é o fato de serem vetoras secundárias dos plasmódios da malária, e, geralmente, durante a formação de um lago artificial, a população ribeirinha é retirada e assentada em outros locais, mas normalmente ainda perto do lago, o que a faz sofrer com a ação perturbante desses mosquitos. Dessa forma, em processos de reassentamentos decorrentes da formação de lagos superficiais, é importante que seja respeitado o raio de vôo de mosquitos do gênero *Anopheles*.

Outro fator a ser considerado num processo de alagamento, é o fato de que, nele, ocorre uma dispersão forçada de animais do local a ser alagado. Muitos desses animais podem ser reservatório de agentes patogênicos para o homem. Nessa dispersão, pode-se aproximar o reservatório e o vetor ao homem, e o ciclo parasitário silvestre pode passar a incluir a população humana daquela área ou visitantes.

Larvas de *An. albitarsis*, *An. strodei* e *An. evansae* também foram capturadas em criadouros artificiais (Lopes, 1996). A primeira espécie só foi coletada uma única vez em caixa d'água, no peridomicílio rural existente ao longo do ribeirão São Domingos (município de Cambé), nas coletas realizadas em 1988-1989, o que pode ter sido uma ocorrência ocasional — todavia, é o registro de que uma espécie totalmente silvestre está colonizando criadouro artificial de grande porte. Nessas coletas, *An. strodei* e *An. evansae* foram observadas desenvolvendo-se em caixas d'água e em cochos de cimento nos peridomicílios existentes ao longo do ribeirão. O encontro de larvas, em quatro oportunidades, em criadouros artificiais, e a captura de fêmeas em alta densidade em biótopos totalmente alterados, aliados à alta antropofilia observada, são dados que corroboram a teoria de que essas espécies podem se encontrar em evolução no sentido da domiciliação.

A elaboração dessa hipótese tem como suporte os dados de Luz *et al.* (1987), que coletaram duas larvas de *Anopheles (Kerteszia) cruzii* Dyar & Knab, 1908 em vaso de barro em Paranaguá, no estado do Paraná. Os autores consideraram que o mosquito adulto teria vindo de uma ilha distante, trazido pelo vento, ou com o trem que desce de Curitiba para Paranaguá, atravessando a Mata Atlântica. Após o repasto sanguíneo, e dadas as dificuldades para voltar ao seu hábitat original, o espécime teria desovado no recipiente, não cabendo aí interpretação de uma possível mudança de hábitos. Essa observação não ocorreu novamente nos seis anos subsequentes da pesquisa. Ainda no mesmo trabalho, os

autores relataram o encontro de larvas de *Anopheles (Kerteszia) bambusicolus* Komp, 1937 em pneus, em Foz do Iguaçu, também no Paraná. Essa observação se repetiu por quatro vezes, em três anos seguidos. Segundo os autores, com esses dados é possível pensar em mudanças de hábito por parte desse anofelino.

*Anopheles (Nyssorhynchus) argyritarsis* Robineau-Desvoidy, 1827 é muito freqüente no norte do Paraná, e foi coletado em toda sorte de criadouros, inclusive em recipientes na área urbana (tabs. 1-4, 7, 9, 11 e 15). Primitivamente, essa espécie cria em lagoas que apresentam as mesmas características das descritas para *An. albitarsis*. Todavia, é considerada euriécia, pois é freqüentemente encontrada em diferentes tipos de recipiente.

Considerando ainda o subgênero *Nyssorhynchus*, as espécies *Anopheles parvus* (Chagas, 1907), *Anopheles lutzii* Cruz, 1901, *Anopheles nuneztovari* Gabaldon, 1940 e *An. triannulatus* foram pouco freqüentes nas coletas realizadas em ambientes alterados como o ribeirão São Domingos e o Parque Municipal Arthur Thomas, o que pode indicar fraca adaptabilidade a condições de mata ciliar reduzida, já que foram coletados por Forattini *et al.* (1968; 1981; 1987b), Neves & Silva (1976), Guimarães *et al.* (1985) e Guimarães & Victório (1986) em áreas abertas e até em peridomicílio. Nas coletas realizadas na mata primária da fazenda Doralice utilizando-se de armadilha de Shannon, em 1996-1997, *An. triannulatus* foi a espécie predominante (Lopes *et al.*, 1998) (tab. 11). Isso pode indicar que, para as condições geoclimáticas norte-paranaenses, essa espécie permanece guardando características silvestres. Na investigação realizada nesse fragmento florestal, mostrou-se ativa durante toda a noite, com pico populacional entre 20:30 e 21:30, e mais abundante no verão.

Nas pesquisas realizadas, *Anopheles (Nyssorhynchus) braziliensis* (Chagas, 1907), *Anopheles (Anopheles) intermedius* (Peryassu, 1908), *Anopheles (Anopheles) fluminensis* Root, 1927, *Anopheles (Anopheles) minor* Da Costa Lima, 1929 e *An. oswaldoi* mostraram-se pouco adaptadas ao ambiente antrópico. Assim, pouco se pode afirmar sobre o grau de antropofilia dessas espécies.

As poças, ou até mesmo ambientes onde existe fraca correnteza, com vegetação aquática onde as raízes se prendem ao fundo e onde há muita matéria orgânica depositada, caracterizaram-se como criadouros ideais para larvas de *Chagasia* Cruz, 1906. *Chagasia fajardi* (Lutz, 1904) foi coletada em baixa freqüência no ribeirão São Domingos, em trechos que assemelhavam-se às condições descritas (tab. 7). Na Bacia Amazônica, essa espécie foi coletada em charcos sombreados com moderada correnteza e, no estado do Mato Grosso, em poças ao abrigo do sol e com água limpa (Cerqueira, 1961). Também foi capturada com isca humana por Lane (1936) e Forattini *et al.* (1968). Apenas três adultos

desse gênero foram capturados em armadilha de Shannon na mata da fazenda Doralice (tab. 11).

A macrófita aquática *Eichhornia* sp. é muito comum nos rios e lagos do norte do Paraná. Sua propagação é muito rápida e caracteriza-se por ser de difícil controle. Duas décadas atrás, foi indicada para ser usada como controladora de poluição da água, pois suas raízes seriam eficientes para reter partículas orgânicas, e sua utilização para esse fim se tornou comum. Todavia, surgiu um problema: a proliferação descontrolada de mosquitos dos gêneros *Coquillettidia* Dyar 1905 e *Mansonia* Blanchard, 1901. As larvas dos mosquitos pertencentes a esses gêneros têm sifão respiratório modificado na parte distal por uma estrutura em forma de gancho, e essa modificação morfológica as capacitam para retirar O<sub>2</sub> das raízes de plantas aquáticas. Dessa forma, ambientes com essas plantas são criadouros certos para espécies desses gêneros, favorecidas ainda pela proteção que recebem contra predadores pelo emaranhado de raízes.

A construção do lago Igapó, na área urbana de Londrina, sem os cuidados com as descargas de esgoto sanitário que aí desembocam e sem a previsão de manejo do lago, levou-o, no início da década de 80, à situação de um lago altamente poluído e com boa parte recoberta com aguapé. Isso favoreceu ao desenvolvimento de *Mansonia (Mansonia) titillans* (Walker, 1848). Em pesquisa realizada em 1984, através de coletas com isca humana no campus da UEL, que se localiza muito perto do lago Igapó, essa foi a espécie predominante, perfazendo 95,2% dos mosquitos coletados (tab. 12). Nessa época, a frequência dos ataques desses mosquitos à população humana, em toda a área circunvizinha do lago, provocava uma situação muito acima do suportável (Lopes *et al.*, 1995a).

Os resultados globais dessas coletas estão agrupados na figura 7. Avaliando-se os resultados de todas as coletas, foi possível observar que o pico máximo de atividade de *Ma. titillans* ocorre quando a luminosidade atinge menos de 1 lux, entre 19:30 e 19:45, com temperatura oscilando entre 21 e 25°C. Mesmo após o pico de atividade hematofágica, sua população ainda se manteve alta, apresentando pequenas flutuações. Lourenço-de-Oliveira & Silva (1985) encontraram pico de atividade entre 18 e 19 horas para essa espécie, mas também coletaram-na durante o dia. O comportamento observado por esses autores foi semelhante ao observado na mata primária da fazenda Doralice, nas coletas realizadas entre 1996-1997. Todavia, nessa mata a densidade populacional constatada mostra população em equilíbrio; no campus da UEL ficou claro o desequilíbrio, favorecido pelo interferência do homem — no que se refere ao despejo de esgoto doméstico no lago Igapó — e pelo descaso com o crescimento dos aguapés.

O pico máximo de atividade alimentar para cada coleta no campus exibe deslocamentos quanto são confrontadas as diferentes coletas. A figura 8 exibe o

horário de maior atividade, correlacionado com a intensidade luminosa registrada às 18 horas, que aqui serve como parâmetro indicativo do comprimento do dia-luz, ou seja, o período com luz solar. Essas observações indicam que *Ma. titillans* tem seu início de atividade hematofágica pouco antes do pôr-do-sol e logo ao anoitecer (*crep*), caracterizando-se por ataques em enxame — nas coletas, os mosquitos atacaram os coletores de forma direta e neles permaneceram até completar o repasto sanguíneo. Os ataques foram consecutivos mas de forma intermitente; e os mosquitos chegavam em grandes quantidades. Não se evidenciou preferência dos mosquitos por regiões do corpo dos coletores: as picadas foram praticadas no tronco e nos membros expostos e também nas partes do corpo cobertas por roupas (Lopes *et al.*, 1995a).

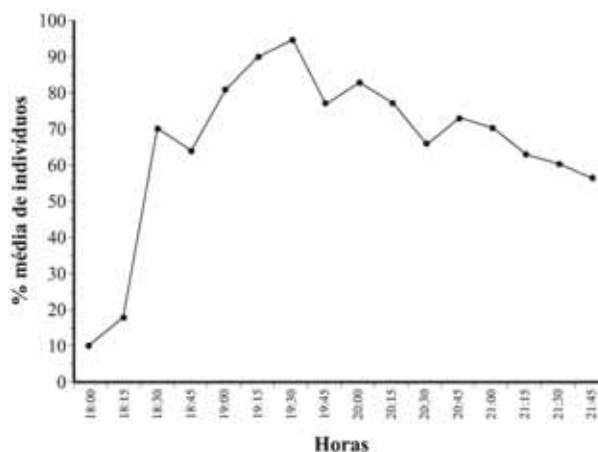


Figura 7. Atividade hematofágica de *Mansonia titillans*, estabelecida pela média das porcentagens dos mosquitos capturados em intervalos de 15 minutos, nas coletas realizadas de agosto a dezembro de 1984. (Fonte: Lopes *et al.*, 1995a)

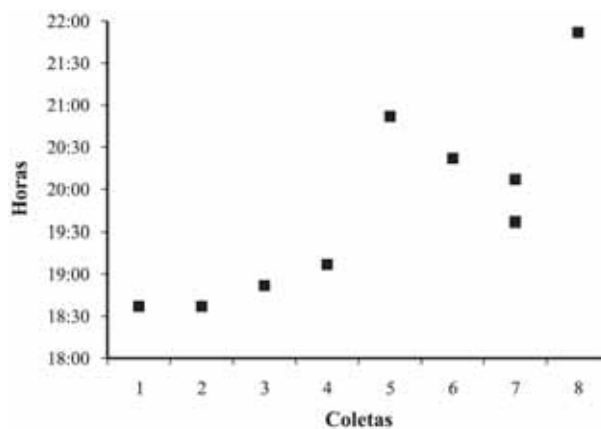


Figura 8. Localização horária do pico de atividade hematofágica de *Mansonia titillans* em cada uma das coletas realizadas com isca humana na área urbana de Londrina (PR). A luminosidade (lux) às 18 horas, em cada coleta, foi: 1-1600; 2-1700; 3-2500; 4-3400; 5-1700; 6-4400; 7-5700; 8-3400. (Fonte: Lopes *et al.*, 1995a)

Atividade diurna de *Ma. titillans* só ocorreu nos dias bastante nublados ou no interior de uma pequena mata de quiri (Boraginaceae) que havia perto do campus uni-

versitário. Na Guiana Inglesa, Burton (1964) registrou atividade diurna para essa espécie; na Guiana Francesa, Dégallier *et al.* (1978) coletaram grande quantidade dela durante o dia, com pico pouco pronunciado após o pôr-do-sol.

Nas coletas no campus, em 1984, *Ma. titillans* mostrou-se um mosquito agressivo, e mesmo após o pico de atividade continuou em alta densidade. Charlwood *et al.* (1982) descrevem, para a região amazônica, uma queda brusca da densidade populacional dessa espécie logo após o seu pico máximo de atividade. No campus da UEL esse pico não obedeceu a um padrão específico — quanto maior a fotofase, mais tarde se evidenciava o pico hematofágico, independente do momento *crep*, chegando a aparecer até duas horas e meia depois do anoitecer. Os dados de campo não permitem discutir se esse comportamento era influenciado por fatores exógenos ou por controle circadiano endógeno. Como em todas as coletas o pico de atividade ocorreu quando a temperatura caiu para a faixa entre 22 e 25°C, pode-se inferir que o início de atividade foi influenciado pela intensidade luminosa, e a maior atividade, pela temperatura ambiental. A agressividade desses mosquitos e seu ataque direto sobre os coletores podem indicar acentuada antropofilia.

*Mansonia titillans* destaca-se, também, como uma espécie adaptada às condições antropogênicas, mesmo no perímetro urbano. Gabaldon *et al.* (1977b) observaram uma pronunciada ornitofilia por parte dessa espécie, em capturas realizadas na Venezuela. Já Edman (1971) coletou-a com maior frequência em mamíferos, raramente em aves e nenhuma vez no homem.

Considerando a proximidade entre o campus da UEL e o lago Igapó, que na época (1984) estava poluído e totalmente tomado por aguapés, e as adaptações morfofisiológicas das larvas de *Ma. titillans* no que se refere à respiração, o lago foi indicado como o principal foco de criação do mosquito. A medida de controle indicada foi a retirada dos aguapés do lago, o que foi feito. Três meses depois foi iniciada uma nova etapa da pesquisa, visando acompanhar os resultados. As coletas foram mensais por oito meses, obedecendo à mesma metodologia anterior (Lopes *et al.*, 1995b).

Após a retirada dos aguapés foram coletados apenas 399 mosquitos, em um total de 40 horas de pesquisa. Foram coletados *Culex* (*Culex*) grupo *coronator* Dyar & Knab, 1906, *Culex* (*Melanoconion*) *ribeirensis* Forattini & Sallum, 1985, *Culex* (*Culex*) *quinquefasciatus*, *Coquillettidia* (*Rhynchoaenia*) *venezuelensis* (Theobald, 1912), *Coquillettidia* (*Rhynchoaenia*) *juxtaman-sonia* (Chagas, 1907), *Ae. fluviatilis*, *Ae. scapularis* e *An. albitarsis* (tab. 12). Não foi coletado nenhum exemplar de *Ma. titillans*, e o número total capturado não atingiu o valor de uma única coleta da pesquisa anterior. A estratégia de limpeza da superfície do lago foi eficiente, pois aumentou a representatividade específica e

diminuiu a densidade populacional, fazendo com que os valores voltassem a uma taxa considerada normal para ambientes dessa natureza (Lopes *et al.*, 1995b).

*Mansonia titillans*, *Mansonia* (*Mansonia*) *humeralis* Dyar & Knab, 1916, *Mansonia* (*Mansonia*) *amazonensis* (Theobald, 1901), *Mansonia* (*Mansonia*) *indubitans* Dyar & Shannon, 1925, *Mansonia* (*Mansonia*) *pseudo-titillans* (Theobald, 1901), *Mansonia* (*Mansonia*) *wil-soni* (Barreto & Coutinho, 1944), *Cq. juxtaman-sonia*, *Cq. venezuelensis* e *Coquillettidia* spp. são espécies veranículas, com pico de atividade hematofágica predominantemente crepuscular, fortemente antropofílicas e adaptadas ao ambiente antrópico. Nas coletas realizadas no fragmento da fazenda Doralice, em 1996-1997, *Mansonia* e *Coquillettidia* mostraram curva de crescimento até as 23:30, com tendência a diminuir após a meia-noite, mas presente durante as 12 horas de coleta.

Nas coletas realizadas, a detecção de comportamento alimentar bimodal, que não foi observado em nenhuma espécie coletada com isca humana ou em armadilha de Shannon, pode ter sido prejudicada pela queda da temperatura na segunda metade do período noturno das coletas. Essa diminuição da temperatura nas madrugadas é fator comum para o Sul do Brasil, podendo, assim, para essa região, não existir ou ser fraco o pico de picada ao amanhecer.

*Culex* (*Aedinus*) *amazonensis* (Lutz, 1905) apareceu em número reduzido e somente nas coletas de fêmeas realizadas com isca humana na margem da represa do ribeirão São Domingos no período 1988-1989, e esboçou comportamento bimodal na atividade de picar. Jordan (1961) e Lourenço-de-Oliveira (1984) coletaram-na somente em alagados com vegetação. Pode-se aventar a hipótese de antropofilia reduzida ou baixa adaptabilidade ao hábitat alterado do baixo Tibagi. A ausência de larvas dessa espécie nas coletas realizadas por Lopes & Lozovei (1995) no ribeirão São Domingos, no período referido, reforça essa hipótese.

*Culex* (*Culex*) *chidesteri* Dyar, 1921 foi coletada com isca humana na margem da represa do ribeirão São Domingos (1988-1989) (tab. 9) e na forma imatura ao longo da margem esquerda do rio Tibagi (1996-1997) (tab. 13). Forattini *et al.* (1973) assinalaram nível acentuado de competição entre *Cx. chidesteri* e *Cx. quinquefasciatus* no ambiente urbano, caracterizando potencial de domiciliação. Gomes & Forattini (1990) coletaram *Cx. chidesteri* em baixa quantidade em área rural, o que os levou a inferir que pode existir, para essa espécie, um grau de adaptação a ambientes mais urbanizados.

*Culex* (*Lutzia*) *bigoti* Bellardi, 1862 e as espécies de *Toxorhynchites* apresentam, em sua fase larvária, comportamento alimentar predatório. Sabetíneos, embora possam preda, são considerados predadores não-obrigatórios, isto é, usam esse método de alimentação quando falta alimento no criadouro ou em encontros casuais com a presa (Machado-Allison, 1981).



Macho e fêmea de *Toxorhynchites* adultos alimentam-se do néctar das flores (Hutchings, 1995), enquanto as fêmeas de Culicini e Sabethini são hematófagas. Assim, somente *Toxorhynchitini* é indicado para o estudo de controle biológico.

Muitos trabalhos foram executados em laboratório visando a determinação da viabilidade do uso de *Toxorhynchites* como agente de controle biológico (O'Flynn & Craig Jr., 1982; Castner & Bailey, 1984; Hubbard *et al.*, 1988), e sua eficiência como predador de larvas de culicídeos em criadouros de pequeno porte está evidenciada por várias pesquisas (Focks *et al.*, 1982; Russo, 1983, 1986; Bailey *et al.*, 1983). Assim, foram realizadas tentativas visando a criação massal desse gênero em laboratório, para posterior liberação em campo, com o objetivo de que atuasse como agente capaz de diminuir a densidade populacional de larvas pertencentes a espécies vetoras de patógenos de doenças (Bailey *et al.*, 1983; Toohey *et al.*, 1985; Annis & Rusmiarto, 1988).

*Culex bigoti*, embora seus imaturos sejam predadores de larvas de outros culicídeos, não é indicada no processo de controle biológico, já que a fêmea adulta é hematófaga.

*Toxorhynchites* sp. e *Cx. bigoti* foram coletadas colonizando recipientes nas áreas urbana, periurbana e rural dos municípios de Cambé e Londrina, e no interior de mata ciliar do ribeirão São Domingos (tabs. 1-6, 14).

Apareceram em criadouros artificiais dos tipos pneu, lata, plástico, cimento, internódios-armadilhas, vaso, caixa d'água e, também, em poças, ocos de árvores, internódios de taquara e em lagos. Nas pesquisas realizadas, somente *Toxorhynchites* não foi coletado em criadouros naturais de grande porte como o lago Igapó e o rio Tibagi. Fêmeas e machos de *Cx. bigoti* foram coletadas com armadilha de Shannon no Parque Municipal Arthur Thomas.

*Culex (Culex) bidens* Dyar, 1922 só foi coletada no estágio imaturo na represa do ribeirão São Domingos e no lago Igapó (tabs. 7 e 15). Mostrou-se pouco adaptada a esses ambientes, o que a coloca como espécie sem maior tendência evolutiva à domiciliação. Todavia, foi coletada por Forattini *et al.* (1978a; 1978b; 1986a) e Gomes *et al.* (1987) no Vale do Ribeira, no estado de São Paulo, onde apareceu com baixa frequência nas coletas com isca humana e armadilha de Shannon, tanto na mata residual e em áreas abertas como em peridomicílios. Na fase de larva foi coletada por Lourenço-de-Oliveira *et al.* (1986) nas margens de um rio e em charcos, poças e valas de drenagem, sempre no solo coberto por vegetação e com certa proteção contra a luz solar; a maior abundância apareceu no canal do rio onde o autor coletou.

Em 16 dos ambientes nos quais foram feitas coletas nestes 20 anos, *Cx. grupo coronator* só não esteve presente em internódios de taquara e ocos de árvores (tabs. 1-4, 7-9, 12-15). Sua presença é significativa tanto na

área rural como na urbana, e é considerado um mosquito peridomiciliar mas pouco domiciliado, por ser preferencialmente zoofílico. Forattini *et al.* (1987a) e Gabaldon *et al.* (1977a) coletaram-no com maior constância ingurgitados com sangue de aves.

Nos recipientes instalados na mata ciliar do ribeirão São Domingos, *Cx. grupo coronator* mostrou-se específico para pneus, mas no peridomicílio ao longo desse ribeirão foi capturado em vários tipos de criadouro. Foi a espécie mais constante em vala superficial com vegetação e em cochos de cimento com muita matéria orgânica depositada no fundo. Por outro lado, só apareceu quatro vezes em pneus. Isso demonstra preferência por criadouros no solo, recobertos por vegetação. Dessas condições pode ter evoluído para criadouros artificiais de ampla superfície líquida. Contudo, aceita pequenos recipientes na falta daqueles. A característica primitiva desse mosquito foi observada por Lourenço-de-Oliveira *et al.* (1986): sua preferência recaiu sobre locais com vegetação, parcialmente ensolarados e com pouca profundidade.

É possível levantar a hipótese de que, atualmente, *Cx. grupo coronator* depende menos da presença de vegetação e mais da quantidade de matéria orgânica presente no criadouro. Embora muito freqüente em banhedos, foi pouco coletada no leito principal do ribeirão São Domingos; nas coletas com isca humana nesse ribeirão, e com armadilha de Shannon na mata da fazenda Doralice e no Parque Arthur Thomas, também esteve pouco representada. Tanto na fase de larva quanto na adulta, mostrou maior abundância nos meses mais quentes do ano.

Em criadouros naturais, *Cx. grupo coronator* foi localizado desenvolvendo-se em poças com ou sem vegetação, buracos de árvores, folhas caídas, charcos, bromélias, internódios-armadilhas, brejos, nascentes, lagoas e riachos (Lane, 1936; Davis, 1944a, 1944b; Cerqueira, 1961; Lozovei & Luz, 1976; Gabaldon *et al.*, 1977a; Lourenço-de-Oliveira *et al.*, 1986).

*Culex grupo coronator* caracterizou-se como espécie que inicia sua reprodução no final do inverno, atingindo o auge reprodutivo na primavera e no verão, decaindo bruscamente no outono. Portanto, a maior atividade hematofágica do adulto é esperada nos meses com temperaturas mais elevadas.

Dentro do subgênero *Melanoconion*, as espécies *Culex coppenamensis* Bonne-Wespt & Bonne, 1919, *Culex inhibitor* Dyar & Knab, 1906, *Culex intricatus* Brethes, 1916, *Culex educator* Dyar & Knab, 1906, *Culex ribeirensis* e *Culex taeniopus* Dyar & Knab, 1907 foram coletadas principalmente na forma de larvas (tabs. 9 e 13). Dentre esses *Melanoconion*, apenas larvas de *Culex taeniopus* foram coletadas em criadouro artificial (tab. 14). Adultos foram freqüentes nas coletas realizadas utilizando-se de armadilha de Shannon com um lampião no seu interior. As características silvestres caracteri-

zam-nas como pouco adaptadas ao ambiente de peridomicílio, o que as coloca como mosquitos sem maior tendência evolutiva à domiciliação, nas localidades estudadas.

Áreas alagadas, sombreadas e com vegetação aquática caracterizam-se como o ambiente ideal para essas espécies e, sendo assim, a construção de barragens, com conseqüentes alagamentos da terra firme, pode aumentar a oferta de criadouros. Nesses ambientes, a densidade populacional de *Melanoconion* tende a ser muito alta, e a perturbação que causa ao homem é muito intensa, situação que se agrava pelo fato de que essas espécies são eficientes vetoras de arboviroses.

A pouca literatura existente sobre o subgênero *Melanoconion* não está relacionada à baixa freqüência dessas espécies no Brasil, mas sim às dificuldades taxonômicas apresentadas por ele. A maioria dos autores faz referência a elas apenas como *Cx. (Melanoconion) spp.*

*Culex copenamensis* e *Cx. intricatus* são espécies sobre as quais existem poucas informações na literatura. Mas foram coletadas por Forattini *et al.* (1986a; 1986b; 1987b; 1989), com armadilha de Shannon com luz, em local aberto; e em mata, com isca humana.

Gabaldon *et al.* (1977b) apontaram forte ornitofilia para *Cx. inhibitor*, que foi coletada somente com isca de aves. Para *Cx. educator*, uns dos poucos relatos de ocorrência refere-se à região amazônica (Cerqueira, 1961).

*Culex taeniopus* só foi coletada em recipientes da mata ciliar do ribeirão São Domingos em três ocasiões. Essa freqüência poderia indicar uma razoável valência ecológica desse mosquito, a qual o capacitaria a colonizar criadouros artificiais, da mesma forma já discutida para *An. strodei* e *An. evansae*. Todavia, sua adaptabilidade à mata ciliar, observada nas pesquisas realizadas entre 1988 e 1989, pode ainda estar reduzida a grupos de indivíduos, já que sua freqüência e abundância foram baixas. Com referência aos locais de criação, *Cx. taeniopus* foi encontrada por Shihongse & Galindo (1967) e por Galindo (1969) em pântanos sombreados no Panamá, estando originalmente associada com palmeiras em planícies pantanosas; e os adultos têm sido observados na copa das árvores de florestas de brejos pantanosos, embora possam também picar no solo. Prefere roedores, mas pode alimentar-se em homens e aves. Foi raro o seu encontro em habitações, mas pode invadir peridomicílio localizado perto de áreas alagadas (Shihongse & Galindo, 1967; Galindo, 1969). Na região amazônica, foi capturada procriando em charcos, às margens de igarapés (Cerqueira, 1961).

*Culex (Culex) corniger* Theobald, 1903 foi coletada na área urbana de Londrina, em pneus e também em lagoas poluídas de tratamento de esgotos urbano e industrial, mas apenas na forma de larva. Também foi coletada em pneus na área rural desse município, mas sempre em baixa densidade populacional (tabs. 1 e 4).

*Culex (Culex) declarator* Dyar & Knab, 1906, *Culex (Culex) laticlasper* Galindo & Blanton, 1954 e *Culex (Culex) tatoi* Casal & Garcia, 1971 foram coletadas exclusivamente em pneus instalados na mata ciliar do ribeirão São Domingos (tab. 14). *Cx. laticlasper* foi coletada no inverno (início do experimento), quando a água desse criadouro estava limpa, com pouca matéria orgânica e situação em que não havia ainda sido colonizada por outras espécies de Culicidae. Nas vezes em que esteve presente, sempre foi como única espécie; e quando outras começaram a colonizar o criadouro, ela desapareceu. Dessas três espécies, *Cx. declarator* é a mais comumente encontrada em criadouros artificiais, tendo ampla distribuição no Brasil. Todavia, em 20 anos de pesquisas, como mencionado, apareceu nas coletas em uma única oportunidade.

*Culex (Culex) habilitator* Dyar & Knab, 1906 só foi coletada uma única vez, na forma imatura, durante as coletas realizadas ao longo da margem do rio Tibagi (trecho Ibiporã-Primeiro de Maio) (tab. 13).

Até 1987, nenhum exemplar de *Culex (Culex) eduardoi* Casal & Garcia, 1968 havia sido coletado nas pesquisas realizadas em criadouros da área urbana de Londrina ou nas coletas de adultos realizadas no baixo Tibagi. A partir de 1988 essa espécie começou a aparecer nas coletas de larvas no ribeirão São Domingos, tanto em recipientes alocados na sua mata ciliar quanto em recipientes dos peridomicílios existentes ao longo de sua extensão, além de aparecer nas coletas de adultos com isca humana realizadas na margem de uma de suas represas (tabs. 2, 7 e 14). Em 1988, já era uma das três espécies mais freqüentes na mata ciliar, juntamente com *Cx. quinquefasciatus* e *Limatus durhamii* Theobald, 1901. Nos peridomicílios foi pouco abundante, mas significativamente freqüente, colonizando principalmente cochos de cimento e pneus. Sua freqüência também foi baixa nas coletas com isca humana realizadas na margem da represa do ribeirão São Domingos e nas coletas de larvas em seu leito. Sua presença foi mais abundante na primavera.

Em coletas realizadas no final da década de 90, *Cx. eduardoi* apresentou-se totalmente dispersa pelas áreas rural e urbana dos municípios de Londrina, Cambé e Ibiporã, e colonizando toda sorte de criadouros naturais e artificiais nesses municípios. Na ausência de *Ae. aegypti* e *Ae. albopictus*, é a segunda espécie predominante, só sendo superada por *Cx. quinquefasciatus*. Embora tenha demonstrado capacidade de competir e deslocar *Cx. coronator*, *Culex (Culex) mollis* Dyar & Knab, 1906, *Li. durhamii* e outras espécies comuns de recipientes, *Cx. eduardoi* tem menor capacidade competitiva com as duas espécies de *Aedes*. É uma espécie com adaptações genético-ecológicas suficientes para lhe garantir maior sobrevivência em ambientes alterados pelo homem e até mesmo para tornar-se uma espécie domiciliada.

É amplamente conhecida a existência de *Cx. mollis* procriando em recipientes artificiais, nas zonas rural e urbana, e com atividade predominante em ambientes antropogênicos (Rachou *et al.*, 1958; Forattini *et al.*, 1986a, 1987b). Nas áreas estudadas no baixo Tibagi, foi uma espécie veranícula, só não sendo coletada em internódios de taquara, ocos de árvores e nas coletas com armadilha de Shannon (tabs. 1, 2, 4, 5, 7-9, 13-15).

*Culex mollis* mostrou-se um mosquito com hematofagia crepuscular, embora tenham sido coletados poucos exemplares. Por outro lado, sua alta densidade em peridomicílios da área rural dos municípios de Cambé e Londrina sugere a hipótese de que é pouco antropofílico. No Vale do Ribeira (estado de São Paulo) a espécie apresentou forte preferência por alimentar-se em aves (Forattini *et al.*, 1987a). Em Santa Catarina, mostrou-se noturna, com pico bimodal, mas com maior densidade populacional no período vespertino (Rachou *et al.*, 1958).

Essa espécie está em processo de domiciliação avançado, mas revela fraca antropofilia. Gomes & Forattini (1990) afirmaram que *Culex mollis* apresenta características silvestres, mesmo estando em mata secundária ou residual, mas a sua grande mobilidade pode sugerir o desenvolvimento evolutivo para adaptações em ambientes onde o homem mantém atividades.

*Culex quinquefasciatus* é amplamente conhecida como um mosquito domiciliado. Em todos esses anos de pesquisa no baixo Tibagi, só não foi coletada em ocos de árvores e em internódios de taquara, embora nas coletas realizadas em criadouros naturais sua presença tenha sido pouco evidente, o que está de acordo com seu hábito.

Cientificamente, a reavaliação de áreas anteriormente estudadas é muito importante, já que promove um processo de vigilância e acompanhamento do estado de coisas. *Culex (Culex) saltanensis*, Dyar, 1928 foi coletada, em baixa frequência, em caixas d'água dos peridomicílios rurais localizados ao longo do ribeirão São Domingos (Cambé-Londrina) e em vaso santário em peridomicílio rural desse mesmo ribeirão (Londrina) durante as pesquisas realizadas no período 1988-1989 (tab. 2). Até então, não havia sido assinalada para o baixo Tibagi.

A partir de 1994, pesquisas realizadas em lagoas de sedimentação de esgotos de origens doméstica e industrial, e também oriundos de curtumes, de abatedouros ou de criação de animais, demonstram alta incidência de *Cx. saltanensis*. Esses criadouros são altamente poluídos e, até 1988-1989, eram colonizados quase que exclusivamente por *Cx. quinquefasciatus*. Resultados atuais evidenciam a superioridade competitiva de *Cx. saltanensis* sobre *Cx. quinquefasciatus*, deslocando-a do criadouro, pois agora a situação é inversa, e *Cx. saltanensis* aparece como praticamente a única espécie colonizando esses tipos de criadouro artificial. E, à semelhança de *Cx. quinquefasciatus*, a infestação, na maioria das vezes, é incontável. Em criadouros com água limpa ou natural, continua como espécie pouco freqüente.

Quando se manipula o ambiente, uma espécie de mosquito que não deve ser esquecida é *Haemagogus (Conopostegus) leucocelaenus* (Dyar & Shannon, 1924), por se tratar de uma das espécies que transmitem o vírus da febre amarela silvestre. Antes dos resultados encontrados na pesquisa realizada em ambientes do ribeirão São Domingos (Londrina-Cambé) entre 1988-1989, era considerada como espécie silvestre, e se acreditava que seu deslocamento ocorria por ocasião dos desmatamentos. Durante a pesquisa, *Hg. leucocelaenus* foi coletada em mata ciliar reduzida, procriando em pneus, recipientes plásticos e internódios-armadilhas (tab. 14). Também foi coletada em pneus e internódios-armadilhas instalados na Mata Daher, dentro da área urbana de Londrina (1995-1996) (tab. 5). Chadee (1983) encontrou *Haemagogus (Haemagogus) celeste* (Dyar & Nunez Tovar, 1926) em pneus, e Chadee *et al.* (1981) encontraram *Haemagogus (Haemagogus) equinus* Theobald, 1903 em pneus e recipientes em peridomicílios da área rural, embora essas espécies sejam conhecidas por procriar em ocos de árvores e em internódios de bambu.

Essa capacidade de colonizar recipientes, inclusive em peridomicílios, leva a admitir a existência de representantes de *Hg. leucocelaenus* com valência ecológica suficiente para aceitar e colonizar pneus. Mesmo quando coletada em internódios-armadilhas instalados na mata ciliar do ribeirão São Domingos e na Mata Daher, a situação se caracterizou por serem apenas internódios abertos na sua parte superior e instalados ao nível do solo, muitas vezes longe da área de bambuzal ou de taquaral. Os resultados demonstraram que *Hg. leucocelaenus* está adaptada a ambientes alterados. Sua ausência em coletas com isca humana ou com armadilha de Shannon pode ser explicada pelo seu comportamento hematofágico diurno e dentro da mata (Guimarães *et al.*, 1987; Forattini & Gomes, 1988).

Cinco espécies de *Psorophora* foram registradas na região do baixo Tibagi: *Psorophora (Janthinosoma) discruciens* (Walker, 1856), *Psorophora (Grabhamia) confinnis* (Lynch Arribalzaga, 1891), *Psorophora (Grabhamia) cingulata* (Fabricius, 1805), *Psorophora (Psorophora) saeva* Dyar e Knab, 1906 e *Psorophora* sp. As espécies *Ps. discruciens* e *Ps. confinnis* foram pouco freqüentes e só capturadas com isca humana na mata ciliar do ribeirão São Domingos (tab. 9); também foram capturadas através de isca humana em matas residuais e em ambientes modificados, por Neves & Silva (1976), Forattini *et al.* (1978a; 1978b) e Lourenço-de-Oliveira (1984). Assim, podem ser considerados mosquitos aptos a colonizar capoeiras nas margens de ribeirões e córregos. Todavia, não foram coletadas larvas dessas espécies no ribeirão São Domingos (Lopes & Lozovei, 1995). Os resultados não significam tratar-se de espécies pouco comuns nesse ambiente, mas que as capturas realizadas durante o dia, fora da mata ciliar, podem ter dificultado o encontro de um número mais

elevado desses culicídeos, pois eles apresentam hábito hematofágico preferencialmente diurno e em interior de mata.

Nas pesquisas realizadas, *Psorophora cingulata*, além de ter sido coletada com isca humana (tab. 9), apareceu também em recipientes em peridomicílios existentes ao longo do ribeirão São Domingos (Cambé-Londrina), na área urbana de Londrina, e em lagoas próximas ao rio Tibagi (no município de Ibiporã) (tabs. 1, 2, 9 e 13). Mostrou alguma preferência por pneus e valas com água. É um culicídeo de hábito alimentar preferencialmente diurno e de ambiente sombreado. Sua presença nas coletas com isca humana no ribeirão São Domingos foi reduzida, talvez pelo fato de que estas não foram realizadas dentro da mata ciliar; pelo fato de terem sido coletas noturnas, também não foi capturada em armadilha de Shannon no Parque Municipal Arthur Thomas nem na fazenda Doralice.

*Psorophora saeva* pode ser considerada uma espécie pouco adaptada às condições de mata ciliar reduzida ao longo dos ribeirões, na região do baixo Tibagi, pois foi coletado um único exemplar, em lagoa (tab. 7).

*Limatus durhamii* é um sabetíneo comumente encontrado colonizando recipientes nas áreas urbana e rural. Coloniza recipientes que estejam na sombra, associados com alguma vegetação, e mostra preferência por recipientes plásticos e de cor preta (Lopes & Charlwood, 1985; Lopes *et al.*, 1987, 1993). Suas larvas são predadoras facultativas, e o adulto apresenta hábito hematofágico diurno, atuando preferencialmente em áreas sombreadas. Conseqüentemente, nas coletas não foi capturada com isca humana. Durante o verão aparece como espécie predominante nos criadouros artificiais localizados em áreas cobertas por vegetação, e é muito freqüente encontrá-la como única espécie, podendo evidenciar sua força competitiva com as espécies simpátricas. No inverno, praticamente desaparece.

De acordo com Jenkins & Carpenter (1946), os troncos de árvores são, provavelmente, o mais antigo tipo de criadouro estabelecido para Culicidae. A comunidade viva desse tipo de biótopo é influenciada predominantemente pelas transformações biológicas da matéria orgânica morta, pela biomassa microbiana e também por insetos e distúrbios esporádicos, representados principalmente por chuvas (Bonnet & Chapman, 1956; Kitching 1971; Fish & Carpenter, 1982; Walker *et al.*, 1991). Nesse tipo de hábitat, de acordo com Amerasinghe & Munasingha (1988), a diversidade de espécies costuma ser mais elevada do que aquela encontrada em criadouros artificiais.

Espécies que se proliferam no interior de internódios-armadilhas ou em internódios de taquara podem ser consideradas especializadas. Todo comportamento relacionado com o mecanismo de oviposição, número de ovos colocados e hábito alimentar da larva é especial, e visa a sobrevivência em hábitat tão particular. Nessas

condições já foram coletados representantes dos gêneros *Toxorhynchites*, *Trichoprosopon*, *Sabethes*, *Wyeomyia* e *Phoniomyia*, entre outros (Forattini, 1965). Espécies com esse hábito reprodutivo são classificadas como silvestres, e entre elas aparecem algumas consideradas de importância, por serem transmissoras de agentes patogênicos para o homem e para outros animais. Essa importância aumenta quando esses criadouros estão localizados em área urbana ou periurbana.

O acesso ao interior dos internódios é facilitado pelo ataque de insetos que perfuram esse tipo de colmo. A água da chuva, escorrendo pelo colmo, acaba por penetrar pelos orifícios, ficando retida no interior da planta, conduzindo ainda partículas orgânicas que servirão de alimento para as larvas ou que propiciarão o desenvolvimento de microorganismos, base da alimentação de muitas larvas filtradoras.

Objetivando saber se pequenas reservas de mata localizadas na área urbana, com grande quantidade de taquara, ofereceriam condições suficientes para abrigar algumas dessas espécies especialistas, Zequi & Lopes (2001) realizaram um estudo nas taquaras do gênero *Merostachys*, na Mata Daher (área urbana de Londrina). Os autores coletaram, em internódios de taquara, larvas de Culicidae das espécies *Sabethes (Sabethinus) aurescens* (Lutz, 1905), *Sabethes (Sabethinus) melanonymphe* Dyar, 1924, *Sabethes (Sabethinus) identicus* Dyar & Knab, 1907, *Wyeomyia (Wyeomyia) limai* Lane & Cerqueira, 1942, *Wyeomyia (Dendromyia) rooti* (Del Ponte, 1939), *Trichoprosopon (Trichoprosopon) pallidiventer* (Lutz, 1905), *Trichoprosopon (Rhunchomyia) humboldti* Lane & Cerqueira, 1942 e *Shannoniana schedocyclium* (Dyar & Knab, 1908).

A tabela 16 relaciona as espécies identificadas, quantificando-as de acordo com a altura em que foram capturadas. *Wyeomyia limai* foi a mais freqüente, constituindo 49,6% do total coletado. Sua densidade populacional aumentou linearmente, conforme a altura dos internódios, sendo mais abundante no intervalo de altura entre 2 e 3 m, a partir do qual vai diminuindo.

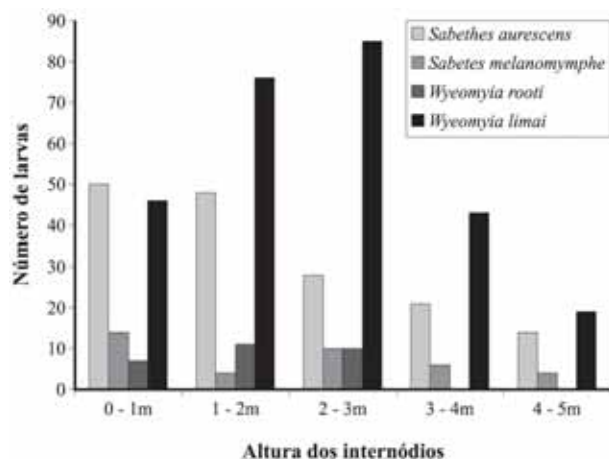
Os gêneros *Wyeomyia* e *Sabethes* foram os mais abundantes, contribuindo com 55,35% e 38,56%, respectivamente, do total coletado.

A distribuição vertical de colonização pode ser vista na figura 9, onde o gênero *Sabethes* foi mais abundante na altura de 0 a 1 m, e sua densidade populacional diminuiu conforme aumentou a altura. A densidade populacional de *Wyeomyia* aumentou até atingir o máximo de 3 m de altura, ponto onde começou a diminuir. O gênero *Trichoprosopon* teve sua maior densidade populacional a 2 m de altura. A maior diversidade de espécies ocorreu no intervalo entre 1 e 2 m de altura, o que mostra ser essa a altura mais apropriada para o desenvolvimento dos imaturos nesse tipo de hábitat.

*Trichoprosopon humboldti* só apareceu a 2 m de altura, e somente com três representantes, mostrando-se não

**Tabela 16.** Larvas de Culicidae coletadas em internódios de taquara na Mata Daher, área urbana de Londrina (PR), de setembro de 1995 a setembro de 1996.

Culicidae	0-1 m	1-2 m	2-3 m	3-4 m	4-5 m	Total
<i>Sabethes aurescens</i>	50	48	28	21	14	161
<i>Sa. identicus</i>	2	1	4	2	1	10
<i>Sa. melanomymphe</i>	14	4	10	6	4	38
<i>Shannoniana schedocyclium</i>	1	3	1	0	0	5
<i>Toxorhynchites</i> sp.	0	6	3	3	0	12
<i>Trichoprosopon pallidiventer</i>	2	6	2	2	1	13
<i>Tr. humboldti</i>	0	3	0	0	0	3
<i>Wyeomyia limai</i>	46	75	85	43	20	269
<i>Wy. rooti</i>	7	11	10	0	0	28
<i>Wyeomyia</i> sp.	0	3	0	0	0	3
Total	122	160	143	77	40	542

**Figura 9.** Estratificação vertical das quatro espécies mais frequentes em internódios de taquara na Mata Daher, área urbana de Londrina (PR), de setembro de 1995 a setembro de 1996. (Fonte: modificado de Zequi *et al.*, 1997)

adaptada a esse tipo de hábitat ou não ser comum a sua presença na Mata Daher. *Trichoprosopon* (*Trichoprosopon*) *compressum* Lutz, 1905 também foi coletada em internódios-armadilhas instalados na mata ciliar do ribeirão São Domingos, mas em baixa frequência (tab. 14).

Larvas de *Trichoprosopon* (*Trichoprosopon*) *digitatum* Rondani, 1848 foram coletadas em internódios-armadilhas instalados ao nível do solo, na mata ciliar do ribeirão São Domingos (tab. 14). Esse resultado não se repetiu nos experimentos montados com o mesmo tipo de armadilha na Mata Daher, e a espécie também não foi coletada nos internódios de taquara da mesma mata. Na região amazônica, larvas de *Tr. digitatum* foram coletadas por Lopes & Charlwood (1985), em recipientes plásticos instalados na floresta e em capoeira da área urbana, sempre em água limpa. *Trichoprosopon digitatum* também foi observada colocando ovos em água de chuva acumulada em tambor em peridomicílio. A fêmea, após ovipor, permanecia sobre os ovos, protegendo-os. No laboratório, as larvas foram alimentadas com pedaços de abóbora, mostrando-se hábeis raspadoras.

Os mosquitos pertencentes ao gênero *Trichoprosopon* são conhecidos como silvestres, e procriam em inter-

nódios-armadilhas, casca de coco, cacau, ocas de árvores e em ouriços de castanha-do-pará (Lane, 1953; Cerqueira, 1961).

Os mosquitos pertencentes ao gênero *Uranotaenia* parecem não ser hematófagos, já que raramente são coletados com isca animal, e quando isso acontece, geralmente trata-se de exemplares que estão sobrevoando próximo à isca (Lane, 1943; Dégallier *et al.*, 1983), embora *Uranotaenia pulcherrima* tenha sido coletada com isca animal (cavalo) (Cerqueira, 1961). Larvas desse grupo foram coletadas no ribeirão São Domingos, no lago Igapó e no rio Tibagi (trecho Ibiporã-Primeiro de Maio), sempre em pontos com vegetação aquática e águas lânticas (tab. 7, 13 e 15). Adultos foram coletados em armadilha de Shannon, com lampião em seu interior, na mata primária da fazenda Doralice (tab. 11). Não mostraram pico de atividade, com ação do anoitecer até a primeira hora do dia seguinte.

Larvas de *Uranotaenia* foram encontradas em charcos, riachos de pouca correnteza, lagos, grandes alagados de água limpa e sulcos de pegadas de animais (Cerqueira, 1961; Lourenço-de-Oliveira *et al.*, 1986).

Entre os culicídeos coletados, *Ae. scapularis*, *Ad. squamipennis*, *An. albitarsis*, *Cx. quinquefasciatus*, *Cx. mollis*, *Cx. taeniopus*, *Hg. leucocelaenus* e *Ma. titillans*, entre outros com menor importância, são mosquitos comprovadamente vetores de agentes patogênicos para o homem e para outros animais.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os problemas e questões científicas modificam-se com a evolução e a transformação do espaço vital. Essas transformações acarretam novos questionamentos, provocados por determinadas associações, as quais se originam em fluxos paralelos aos aspectos simples ou complexos da vida humana e em modificações no meio ambiente, em razão do contínuo crescimento da população e, principalmente, da alteração do equilíbrio natural, provocada por necessidades econômicas, culturais e tecnológicas.

Os levantamentos científicos no norte do Paraná só ocorreram após o processo de colonização dessa região. Conseqüentemente, o conhecimento das condições primitivas tanto da vida animal quanto da vida vegetal fica restrito às pequenas reservas que restaram, que nem sempre são representativas do estado de coisas.

A limitação dessas áreas e sua proximidade com as habitações humanas, assim como a aproximação de animais domésticos, estão facilitando o contato desses mosquitos com o homem, dentro e fora das habitações.

A reorganização do fluxo gênico, sob a pressão seletiva das áreas isoladas que servem de refúgio, age favorecendo os representantes das populações com ecletismo para a alimentação e a reprodução, resultando no crescimento daquela fração que apresenta maior plasticidade genética. Uma população será melhor sucedida quanto maior for o número de ambientes por ela colonizados com sucesso (Gomes, 1986).

A escassez de animais silvestres como fonte de alimento para os mosquitos exerce força de seleção para com aqueles aptos para sugar animais domésticos e o próprio homem. Dessa forma, estudos no presente se fazem necessários para prever acontecimentos e nortear decisões.

#### Referências Bibliográficas

- Amerasinghe, F.P. & Alagoda, T.S.B. 1984. Mosquito oviposition in bamboo traps, with special reference to *Aedes albopictus*, *Aedes novalbopictus* and *Armigeris subalbatus*. *Insect Sci. Appl.*, 5:493-500.
- Amerasinghe, F.P. & Munasingha, N.B. 1988. A predevelopment mosquito survey in the Mahacueli Development Project Area, Sri Lanka, immatures. *J. Med. Entomol.*, 25:286-294.
- Annis, B. & Rusmiarto, S. 1988. Trial of a quantified mass rearing method for *Toxorhynchites splendens*. *J. Am. Mosq. Control Assoc.*, 4:368-369
- Bailey, O.L.; Adabbe, D.; Focks, D. & Dame, D.P. 1983. Field release with adults and pupae of *Toxorhynchites rutilus rutilus* (Diptera: Culicidae). *J. Med. Entomol.*, 20:308-312.
- Barreto, M.P. 1938. Observações sobre a ecologia de *A. darlingi* var. *paulistensis*. In: O *Anopheles (N) strodei* Root, 1926 como provável vetor da malária. R.R. Corrêa. *Rev. Biol. Hig.*, 9:104-109.
- Bonnet, D.D. & Chapman, H. 1956. The importance of mosquito breeding in tree holes with special reference to the problem in Tahiti. *Mosq. News.*, 16:301-305.
- Burton, G.L. 1964. Attack on the vector of filariasis in British Guiana. *Public Health Rep.*, 79:137-143.
- Castner, J.L. & Bailey, D.L. 1984. Effects of *Toxorhynchites amboinensis* on laboratory reared *Aedes aegypti* populations (Diptera: Culicidae). *J. Med. Entomol.*, 21:133-136.
- Cerqueira, N.L. 1961. Distribuição geográfica dos mosquitos da Amazônia. *Revta. bras. Ent.*, 10:111-168.
- Chadee, D.D. 1983. Rock hole breeding *Haemagogus* mosquitoes on Monos island, Trinidad, West Indies. *Mosq. News.*, 43:236-237.
- Chadee, D.D.; Le Maitre, A. & Connel, N.K. 1981. The collection of *Haemagogus equinus* Theobald breeding in household containers in Tobago W.I. *Mosq. News.*, 41:568-569.
- Charlwood, J.D.; Lopes, J. & Whalleu, P.C. 1982. Light intensity measurement and the titing behavior of some sylvatic mosquitoes of the Amazon Basin (Diptera: Culicidae). *Acta Amaz.*, 12:61-64.
- Consoli, R.A.G.B. & Williams, P. 1981. Aspects of the biology of laboratory-reared female *Aedes fluviatilis*. *Mosq. News.*, 41:30-36.
- Corrêa, R.R. 1938. O *Anopheles (N) strodei* Root, 1926 como provável vetor de malária. *Rev. Biol. Hyg.*, 9:104-109.
- Corrêa, R.R. & Ramos, A.S. 1941. Do encontro de *A. (N.) darlingi* Root, 1926, e do *A. (N.) oswaldoi* var. *metcalfi* Galvão e Lane, 1938, naturalmente infectados com os parasitas maláricos, na região sul do estado de São Paulo. *Folia Clin. Biol.*, 6:183-191.
- Corrêa, R.R.; Lima, F.O. & Côda, D. 1949. Informações relativas ao *Anopheles albitarsis domesticus*, um dos transmissores de malária no Brasil (Diptera: Culicidae). In: *Anais do VII Congresso Brasileiro de Higiene* (Rio de Janeiro, RJ). pp.549-577.
- Davis, E.D. 1944a. Comparison of mosquitoes captured with an avian bait at different vegetation levels. *Rev. Entomol.*, 15(1/2):209-213.
- Davis, E.D. 1944b. Larval habitats of some brazilian mosquitoes. *Rev. Entomol.*, 15(1/2):221-235.
- Davis, E.D. 1945. The anual cycles of plants, mosquitoes, birds and mammals in two brasilian forest. *Ecol. Monogr.*, 15:243-295.
- Dégallier, N.; Pajot, François-Xavier; Kramer, R.; Claustre, J.; Bellony, S. & Lepont, F. 1978. Rythmes d'activité des culicidés de la Guyane Française (Diptera: Culicidae). *Cash. ORSTOM.*, sér. Ent. Méd. et Parasitol., 16:73-84.
- Edman, J.D. 1971. Most - Feeding patterns of Florida mosquitoes. I. *Aedes, Anopheles, Coquillettidia, Mansonia* and *Psorophora*. *J. Med. Entomol.*, 8:687-695.
- Fish, D. & Carpenter, S.R. 1982. Leaf litter and larval mosquito dynamics in tree-hole ecosystems. *Ecology*, 63(2):283-288.
- Focks, D.A.; Sackett, S.R. & Bailey, O.L. 1982. Fields experiments on the control of *Aedes aegypti* and *Culex quinquefasciatus* by *Toxorhynchites rutilus rutilus* (Diptera: Culicidae). *J. Med. Entomol.*, 19:336-339.
- Forattini, O.P. 1965. *Entomologia médica*. v. 2. Edusp, São Paulo.
- Forattini, O.P. 1986. Identificação de *Aedes (Stegomyia) albopictus* (Skuse) no Brasil. *Rev. Saúde Públ.*, 20:244-245.
- Forattini, O.P. & Gomes, A. de C. 1988. Biting activity patterns of *Culex (Melanoconion) ribeirensis* in southern Brazil. *J. Am. Mosq. Control. Assoc.*, 4:175-178.
- Forattini, O.P.; Lopes, O. de S. & Rabello, E.X. 1968. Investigações sobre o comportamento de formas adultas de mosquitos silvestres no estado de São Paulo, Brasil. *Rev. Saúde Públ.*, 2:11-173.
- Forattini, O.P.; Ishiata, G.K.; Rabello, E.X. & Cotrim, M. das D. 1973. Observação sobre os mosquitos *Culex* da cidade de São Paulo. *Rev. Saúde Públ.*, 7:315-330.
- Forattini, O.P.; Gomes, A. de C.; Galati, E.A.B.; Rabello, E.X. & Iverson, L.B. 1978a. Estudos ecológicos sobre mosquitos Culicidae no sistema da Serra do Mar, Brasil. I. Observações no ambiente extradomiciliar. *Rev. Saúde Públ.*, 12:297-325.
- Forattini, O.P.; Gomes, A. de C.; Galati, E.A.B.; Rabello, E.X. & Iverson, L.B. 1978b. Estudos ecológicos sobre mosquitos Culicidae no sistema da Serra do Mar, Brasil. II. Observações no ambiente domiciliar. *Rev. Saúde Públ.*, 12:476-496.
- Forattini, O.P.; Gomes, A. de C.; Santos, J.L.F.; Galati, E.A.B.; Rabello, E.X. & Natal, D. 1981. Observações sobre atividade de mosquitos Culicidae, em mata residual no Vale do Ribeira, São Paulo, Brasil. *Rev. Saúde Públ.*, 15:557-586.
- Forattini, O.P.; Gomes, A. de C.; Natal, D. & Santos, J.L.F. 1986a. Observações sobre atividade de mosquitos Culicidae em mata primitiva da encosta no Vale do Ribeira, São Paulo, Brasil. *Rev. Saúde Públ.*, 20:1-20.
- Forattini, O.P.; Gomes, A. de C.; Natal, D. & Santos, J.L.F. 1986b. Observações sobre atividade de mosquitos Culicidae em matas primitivas da planície e perfis epidemiológicos de vários ambientes no Vale do Ribeira, São Paulo, Brasil. *Rev. Saúde Públ.*, 20:178-203.
- Forattini, O.P.; Gomes, A. de C.; Natal, D.; Kakitami, I. & Marucci, D. 1987a. Preferências alimentares de mosquitos Culicidae no Vale do Ribeira, São Paulo, Brasil. *Rev. Saúde Públ.*, 21:171-

- 187.
- Forattini, O.P.; Gomes, A. de C.; Natal, D.; Kakitami, I. & Marucci, D. 1987b. Frequência domiciliar e endofilia de mosquitos Culicidae no Vale do Ribeira, São Paulo, Brasil. Rev. Saúde Públ., 21:188-192.
- Forattini, O.P.; Gomes, A. de C.; Natal, D.; Kakitami, I. & Marucci, D. 1989. Preferências alimentares e domiciliação de mosquitos Culicidae no Vale do Ribeira, São Paulo, Brasil, com especial referência a *Aedes scapularis* e a *Culex (Melanoconion)*. Rev. Saúde Públ., 23:9-19.
- Gabaldon, A.; Ulloa, G.; Pulido, J. & Sutil, E. 1977a. Especies de la familia Culicidae que presentan ornitofilia en Venezuela. Bol. Dir. Malariol. y San. Amb., 17:3-8.
- Gabaldon, A.; Ulloa, G.; Godoy, N.; Marquez, E. & Pulido, J. 1977b. *Aedeomyia squamipennis* (Diptera, Culicidae) vector natural de malária aviária en Venezuela. Bol. Dir. Malariol. y San. Amb., 17:9-13.
- Galindo, P. 1969. Notes on the systematics of *Culex (Melanoconion) taeniotus* Dyar and Knab and related species, gathered during arbovirus investigations in Panama. Mosq. Syst. News Lett., 1:82-89.
- Galvão, A.A.; Lane, L. & Corrêa, R. 1937. Notas sobre os *Nyssorhynchus* de São Paulo. V. Sobre os *Nyssorhynchus* de Novo Oriente. Rev. Biol. Hyg., 8:37-45.
- Gomes, A. de C. 1986. Mecanismos e significado epidemiológico da domiciliação. Rev. Saúde Públ., 20:385-390.
- Gomes, A. de C. & Marques, G.R.A.M. 1988. Encontro de criadouro natural de *Aedes (Stegomyia) albopictus* (Skuse), estado de São Paulo, Brasil. Rev. Saúde Públ., 23:245.
- Gomes, A. de C. & Forattini, O.P. 1990. Abrigos de mosquitos *Culex (Culex)* em zona rural (Diptera: Culicidae). Rev. Saúde Públ., 24:394-397.
- Gomes, A. de C.; Forattini, O.P. & Natal, D. 1987. Composição e atividade de mosquitos Culicidae. Emprego de armadilha CDC no Vale do Ribeira, estado de São Paulo, Brasil. Rev. Saúde Públ., 21:363-370.
- Gomes, A. de C.; Forattini, O.P.; Kakitami, I.; Marques, G.R.A.M.; Marques, C.C. de A.; Marucci, D. & Brito, M. 1992. Microhabitats de *Aedes albopictus* (Skuse) na região do Vale do Paraíba, estado de São Paulo, Brasil. Rev. Saúde Públ., 26:108-118.
- Guimarães, A.E. & Victório, V.M.N. 1986. Mosquitos no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, estado do Rio de Janeiro, Brasil. III. Preferência horária para a hematofagia. Mem. Inst. Oswaldo Cruz, 81:93-103.
- Guimarães, A.E.; Arlé, M. & Machado, R.N.M. 1985. Mosquitos no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, estado do Rio de Janeiro, Brasil. II. Distribuição vertical. Mem. Inst. Oswaldo Cruz, 80:171-185.
- Guimarães, A.E.; Arlé, M. & Machado, R.N.M. 1987. Mosquitos no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, estado do Rio de Janeiro, Brasil. IV. Preferência alimentar. Mem. Inst. Oswaldo Cruz, 82:277-285.
- Hubbard, S.F.; O'Malley, S.L.C. & Russo, R. 1988. The functional response of *Toxorhynchites rutilus rutilus* to changes in the density of its prey *Aedes aegypti*. Med. Vet. Entomol., 2:279-283.
- Hutchings, R.S.G. 1995. Conteúdo dos criadouros larvais e comportamento de adultos de *Toxorhynchites (Lynchiella) haemorrhoidalis haemorrhoidalis* (Fabricius) (Diptera: Culicidae) numa floresta de terra-firme da Amazônia central. Revta. bras. Zool., 12:313-319.
- Ito, E.T.; Barbosa, E.R.; Medri, I.M.; Zequi, J.A.C. & Lopes, J. 1997. Incidência de larvas de Culicidae (Diptera) em internós de bambu instalados em uma pequena mata em área urbana de Londrina-PR, Brasil. In: Resumos do XVI Congresso Brasileiro de Entomologia (Salvador, BA), p.264.
- Jenkins, D.W. & Carpenter, S.J. 1946. Ecology of the tree hole breeding mosquitoes of nearctic North America. Ecol. Monogr., 16:33-47.
- Jordan, H.B. 1961. The effects of the quality of blood and temperature on the production and viability of eggs in *Culex quinquefasciatus*. Mosq. News, 21:133-135.
- Kitching, R.L. 1971. An ecological study of water-filled tree-holes and their position in the woodland ecosystem. J. Anim. Ecol., 40:281-302.
- Kumm, H.W. & Novis, O. 1938. Mosquitos studies on the Ilha de Marajó, Pará, Brazil. Am. J. Hyg., 27:498-515.
- Lane, J. 1936. Notas sobre culicídeos de Matto Grosso. Rev. Muse. Paulista, 20:173-210.
- Lane, J. 1943. Sobre o gênero *Uranotaenia* (Diptera, Culicidae, Culicini). Rev. Ent., 14:137-161.
- Lane, J. 1953. Neotropical Culicidae. 2.v. USP/Industria Gráfica Siqueira, São Paulo.
- Lopes, J. 1992. Ecologia de mosquitos (Diptera: Culicidae) que procriam em criadouros naturais e artificiais em área rural, Londrina e Cambé, Paraná, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba (PR).
- Lopes, J. 1996. Ecologia de mosquitos (Diptera: Culicidae) que procriam em criadouros naturais e artificiais em área rural do norte do Paraná, Brasil. IV. Espécies silvestres reproduzindo-se em recipientes. Rev. Arquivos de Biologia e Tecnologia, 14:571-578.
- Lopes, J. 1997a. Ecologia de mosquitos (Diptera: Culicidae) que procriam em criadouros naturais e artificiais em área rural do norte do Paraná, Brasil. VI. Coleta de larvas no peridomicílio. Revta. bras. Zool., 14:571-578.
- Lopes, J. 1997b. Sucessão ecológica de Culicidae (Diptera) colonizando recipiente no peridomicílio rural no norte do Paraná, Brasil. In: Resumos do XVI Congresso Brasileiro de Entomologia (Salvador, BA), p.263.
- Lopes, J. & Charlwood, J. D. 1985. Estudo ecológico de Culicidae (Diptera) silvestres criando em pequenos recipientes de água em mata e em capoeira no município de Manaus - AM. Ciência e Cultura, 38:1299-1311.
- Lopes, J. & Lozovei, A.L. 1995. Ecologia de mosquitos (Diptera: Culicidae) em criadouros naturais e artificiais de área rural do norte do Paraná, Brasil. I. Coletas ao longo do leito do ribeirão. Rev. Saúde Públ., 29:183-91.
- Lopes, J. & Lozovei, A.L. 1996. Ecologia de mosquitos (Diptera: Culicidae) em criadouros naturais e artificiais de área rural do norte do Paraná, Brasil. II. Coletas com isca humana. Revta. bras. Zool., 13:585-596.
- Lopes, J.; Borsato, A.M. & Pires, M.A. 1987. Entomofauna da Mata Godoy. I. Culicidae (Diptera) procriando-se em criadouros artificiais introduzidos na mata. Semina: Ci. Biol./Saúde, 8:67-69.
- Lopes, J.; Silva, M.A.N. da; Borsato, A.M.; Oliveira, V.D.R. de & Oliveira, F.J. de A. 1993. *Aedes (Stegomyia) aegypti* L. e a culicídeofauna associada em área urbana da Região Sul, Brasil. Rev. Saúde Públ., 27:326-333.
- Lopes, J.; Oliveira, V.D.R.B. de & Oliveira, F.J. de A. 1995a. Dominância de *Mansonia titillans* (Diptera: Culicidae) em uma área urbana no Sul do Brasil. Semina: Ci. Biol./Saúde, 16:254-259.
- Lopes, J.; Oliveira, F.J. de A.; Oliveira, V.D.R.B. de & Tonon, M.A.P. 1995b. Alteração na densidade populacional e diversidade específica de Culicidae (Diptera) na área urbana do município de Londrina, estado do Paraná, Sul do Brasil, em consequência de modificações ambientais. Semina: Ci. Biol./Saúde, 16:238-243.
- Lopes, J.; Medri, I.M.; Zequi, J.A.C.; Barbosa, E.R.M.; Oliveira, O. de; Oliveira-Neto, B.P.; Nunes, V. & Rodrigues, V. 1998. Levantamento específico e populacional de Culicidae em uma mata primária no norte do estado do Paraná. In: Resumos do XXII Congresso Brasileiro de Zoologia (Recife, PE), p.149.
- Lopes, J.; Martins, E.A.C.; Oricolli, M.C.G.; Oliveira, O. de; Nunes, V. & Oliveira-Neto, B. de. 2000. Dispersão de *Aedes aegypti* e *Aedes albopictus* para a zona rural no norte do Paraná, Brasil. In: Resumos do XXIII Congresso Brasileiro de Zoologia (Cuiabá, MT), p.227.
- Lourenço-de-Oliveira, R. 1984. Alguns aspectos da ecologia de mosquitos (Diptera: Culicidae) de uma área de planície (Granjas Calábria), em Jacarepaguá, Rio de Janeiro. I. Frequência comparativa das espécies em diferentes ambientes e métodos de coleta.

- Mem. Inst. Oswaldo Cruz, 79:479-490.
- Lourenço-de-Oliveira, R. & Silva, T.F. da. 1985. Alguns aspectos da ecologia de mosquitos (Diptera: Culicidae) de uma área de planície (Granjás Calábria), em Jacarepaguá, Rio de Janeiro. III. Preferência horária das fêmeas para o hematofagismo. Mem. Inst. Oswaldo Cruz, 80:195-201.
- Lourenço-de-Oliveira, R.; Heyden, R. & Silva, T.F. da. 1986. Alguns aspectos da ecologia de mosquitos (Diptera: Culicidae) de uma área de planície (Granjás Calábria), em Jacarepaguá, Rio de Janeiro. V. Criadouros. Mem. Inst. Oswaldo Cruz, 8:265-271.
- Lozovei, A. & Luz, E. 1976. Diptera Culicidae em Curitiba e arredores. I. Ocorrência. Arq. Biol. Tecnol., 19:25-42.
- Luz, E.; Consolim, J.; Barbosa, O.C. & Torres, P.B. 1987. Larvas de *Anopheles* (subgênero *Kerteszia*) Theobald, 1905 encontradas em criadouros artificiais, no estado do Paraná, Brasil. Rev. Saúde Públ., São Paulo, 21:466-468.
- Machado-Allison, C.E. 1980. Ecologia de los mosquitos (Culicidae). I. Huevos y oviposición. Acta Biol. Venez., 11:303-331.
- Machado-Allison, C.E. 1981. Ecologia de los mosquitos (Culicidae). II. Larvas y pupas. Acta Biol. Venez., 11:51-129.
- Mattingly, P.F. 1957. Genetical aspects of the *Aedes aegypti* problem. I. Taxonomy and bionomics. Ann. Trop. Med. Parasitol., 51:392-408.
- Medri, I.M.; Barbosa, E.R.; Ito, E.T.; Zequi, J.A.C. & Lopes, J. 1997. Coleta e identificação de larvas de Culicidae, em pneus com água alocados em mata localizada em área urbana do Sul do Brasil. In: Resumos do XVI Congresso Brasileiro de Entomologia (Salvador, BA). p.263.
- Neves, D.P. & Faria, A.C. de. 1977. Biologia de *Aedes (Finlaya) terreus* (Walker) em condições de campo e laboratório (Diptera, Culicidae). Rev. Bras. Biol., 37:803-806.
- Neves, D.P. & Silva, J.E. da. 1976. Os Culicidae do Museu de História Natural da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. II. Variação estacional dos mosquitos da mata natural e da de eucalipto. Rev. Brasil. Biol., 36:555-560.
- O'Flynn, S.M. & Craig Jr., G.B. 1982. Effects of *Toxorhynchites brevipalpus* on *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) in continuous breeding laboratory populations. J. Med. Entomol., 19:380-387.
- Oliveira, O. de; Oliveira-Neto, B.P.; Nunes, V.; Rodrigues, V.; Lopes, J.; Zequi, J.A.C.; Barbosa, E.R.M. & Medri, I.M. 1998. Entomofauna de Culicidae (Diptera) imaturos coletados no lago Igapó, perímetro urbano de Londrina, Paraná, Brasil. In: Resumos do XXII Congresso Brasileiro de Zoologia (Recife, PE). p.150.
- Rachou, R.G. 1958. Anofelinos do Brasil: comportamento das espécies vetoras de malária. Rev. Bras. Malariol. Doenças Trop., 10:145-181.
- Rachou, R.G.; Lima, M.M.; Neto, J.A.F. & Martins, C.M. 1958. Alguns dados sobre o comportamento de mosquitos de Ponta Grossa (Florianópolis, Santa Catarina). Rev. Bras. Malariol. Doenças Trop., 10:417-427.
- Reeves, W.C. 1965. Ecology of mosquitoes in relation to arboviruses. Annu. Rev. Entomol., 10:25-46.
- Reiter, P. 1983. A portable, battery-powered trap for collecting gravid *Culex* mosquitoes. Mosq. News, 43:496-498.
- Russo, R.J. 1983. The functional response of *Toxorhynchites rutilus rutilus* (Diptera: Culicidae), a predator on container-breeding mosquitoes. J. Med. Entomol., 20:585-590.
- Russo, R.J. 1986. Comparison of predatory behavior in five species of *Toxorhynchites* (Diptera: Culicidae). Ann. Entomol. Soc. Am., 79:715-722.
- Serufu, J.C.; Oca, H.M. de; Tavares, V.A.; Souza, A.M.; Rosa, R.V.; Jamal, M.C.; Lemos, J.R.; Oliveira, M.A.; Nogueira, R.M.R. & Schatzmayr, H.G. 1993. Isolation of dengue virus type 1 from larvae of *Aedes albopictus* in Campos Altos city, state of Minas Gerais, Brasil. Mem. Inst. Oswaldo Cruz, 88:503-505.
- Shihongse, S. & Galindo, P. 1967. The isolation of eastern equine encephalitis virus from *Culex (Melanoconion) taeniopus* Dyar & Knab in Panama. Mosq. News, 27:74-76.
- Silva, M.A.N. da & Lopes, J. 1985. Dados sobre a potencialidade criadora de Culicidae (Diptera) do cemitério São Pedro - Londrina-Paraná. Semina, Ci. Biol./Saúde, 6:133-139.
- Soubiê, V.; Barata, J.M.S.; Natal, D. & Costa, A.I.P. da. 1992. Presença de *Aedes (Stegomyia) albopictus* (Skuse) na cidade de São Paulo - SP, Brasil. Rev. Saúde Públ., 26:57.
- Toohy, M.K.; Goettel, M.S.; Takagi, M.; Ram, R.C.; Prakash, G. & Pillai, J.S. 1985. Field studies on the introduction of the mosquito predator *Toxorhynchitesamboinensis* (Diptera: Culicidae) into Fiji. J. Med. Entomol., 22:102-110.
- Walker, E.D.; Lanson, D.L.; Merritt, R.W.; Morgans, W.T. & Klug, M.J. 1991. Nutrient dynamics, bacterial populations, and mosquito productivity in tree hole ecosystems and microcosms. Ecology, 72:1529-1546.
- Zequi, J.A.C. & Lopes, J. 2001. Culicideofauna (Diptera) encontrada em entrenós de taquara de uma mata residual na área urbana de Londrina, Paraná, Brasil. Revta. bras. Zool., 18(2):429-438.





A bacia do rio Tibagi

continuação

<i>Cx. saltanensis</i>				+	+		+		+
<i>Cx. taeniopus</i>			+						
<i>Cx. tatoii</i>			+						
<i>Haemagogus leucocelaenus</i>			+				+		+
<i>Limatus durhamii</i>	+		+		+		+		+
<i>Mansonia amazonensis</i>	+								
<i>Ma. humeralis</i>	+								
<i>Ma. indubitans</i>	+								
<i>Ma. pseudotitillans</i>	+								
<i>Mansonia spp.</i>		+							
<i>Ma. titillans</i>	+		+						+
<i>Ma. wilsoni</i>	+								+
<i>Psorophora cingulata</i>		+	+		+		+		
<i>Ps. confinnis</i>			+						
<i>Ps. discrucians</i>			+						
<i>Ps. aff. saeva</i>					+				
<i>Psorophora sp.</i>		+							
<i>Sabethes aurescens</i>									+
<i>Sa. identicus</i>									+
<i>Sa. melanonymphe</i>									+
<i>Shannoniana schedocyclium</i>									+
<i>Toxorhynchites sp.</i>			+		+	+	+	+	+
<i>Trichoprosopon compressum</i>			+					+	
<i>Tr. digitatum</i>			+						
<i>Tr. humboldti</i>									+
<i>Tr. pallidiventer</i>									+
<i>Uranotaenia geometrica</i>							+		
<i>Ur. pulcherrima</i>					+				
<i>Uranotaenia spp.</i>		+	+						
<i>Wyeomyia limai</i>									+
<i>Wy. rooti</i>									+
<i>Wyeomyia sp.</i>									+



## **Domínio Biológico Aquático**



## Caracterização físico-química da água da bacia do rio Tibagi

Maria J. S. Yabe e Sônia M. N. Gimenez

**ABSTRACT** – (Physical-chemical characterization of water in the Tibagi River Basin) Tibagi River Basin studies integrate chemistry and biology for characterization and to propose handling alternatives. In this context, several limnologic parameters were evaluated: pH, dissolved oxygen, nitrogen, phosphorus, organic matter, solids and chlorophyll at five sampling points during the 1991 and 1998 hydrologic years. The obtained data were evaluated by the principal components statistical analysis and hierarchical groups for comparison of the basin conditions during the period. Spatial (longitudinal) and seasonal gradients were verified for the different parameters. The principal components of the data group isolated the observations regarding the source, singling it out as a referential area of reduced environmental impact. Due to occupation, the basin is undergoing more accentuated anthropogenic influence, and the level of this interference could be measured by the seasonal variations of dissolved ions and organic matter. A comparison of the obtained data in the two studied phases allows for an inference in the modifications in the water's physical-chemistry in the Tibagi River Basin.

Key words – Freshwater, hydrographic basin characterization, physicochemical analysis, water quality.

### INTRODUÇÃO

Um corpo d'água responde a precipitação, intemperismo das rochas, carga de águas pluviais da agricultura e despejos industriais e municipais, dentre outros fatores. O fluxo de massa químico dos constituintes reflete a extensão da poluição e de muitos outros processos atuantes na área de drenagem. Informações geológicas, composição de águas pluviais, uso e ocupação do solo, densidade populacional e de animais domésticos podem oferecer subsídios para identificar os vários processos associados ao fluxo de massa (Stumm & Morgan, 1981). A poluição está associada ao fluxo de materiais, que depende diretamente da densidade populacional, de estilo de vida e atividades culturais.

No conceito de rio contínuo, discutido por alguns pesquisadores (Vannote *et al.*, 1980; Statzner & Higler, 1985; Cotta-Ramusino *et al.*, 1995), a ocorrência e a abundância relativa das espécies respondem a gradientes nas características ambientais dos regimes lóticos. A demanda de energia, transporte e estocagem e a utilização de matéria orgânica e nutrientes por organismos aquáticos podem ser reguladas pelos processos fluviais. Assim, o ciclo hidrológico e as características do sistema

aquático respondem ao ciclo biológico e a padrões de estrutura comunitária em correlação com o equilíbrio dinâmico entre matéria orgânica, nutrientes e comunidade aquática ao longo do percurso de um rio. A bacia hidrográfica do rio Tibagi abrange uma área de 2.471.167 ha, incluindo 54 municípios. Suas nascentes localizam-se no sul do estado do Paraná (na bacia do rio Paraná), seguindo em direção norte, nas coordenadas geográficas 22°42'23"N, 25°30'29"S, 51°25'23"W e 49°49'55"E; sua vazão média é de 254,4 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>. Atravessa três regiões distintas (fig. 1), constituindo uma área neotropical de estudo interessante, considerando o uso e a ocupação do solo face ao padrão de desenvolvimento instalado no cone sul do Brasil.

Nos últimos 20 anos a bacia hidrográfica do rio Tibagi vem sofrendo os impactos da implantação e do crescimento desenfreado de zonas urbanas e industriais. A necessidade de medidas de preservação resultou na criação de um consórcio entre empresas, prefeituras e instituições de pesquisa com o objetivo de caracterizar as condições da bacia e propor programas de manejo. Nesse contexto, em 1990 foi implantado o projeto Aspectos da Fauna e Flora da Bacia do Rio Tibagi (Projeto Tibagi) com o objetivo de estudar a fauna e a flora



Figura 1. Bacia do rio Tibagi. Estações de amostragem.

aquáticas e terrestres, bem como as características físico-químicas (qualidade da água) desse recurso hídrico. A avaliação de alguns parâmetros físico-químicos pode auxiliar nas respostas oferecidas pelo sistema aquático da bacia do rio Tibagi, associando estocagem/consumo de energia com o balanço químico em equilíbrio com o ambiente, avaliando as flutuações das espécies químicas sobre os processos de regulação na bacia. Portanto, as relações estabelecidas entre a carga (disposição de contaminantes) e a composição da água, e seus usos finais, dependem de uma variedade de processos, estando em um dos principais objetivos do controle de poluição de reservatórios aquáticos sua preservação para suprimento de água potável e da vida-cadeia alimentar, reserva de diversidade genética.

A bacia do rio Tibagi conta com três regiões distintas quanto aos tipos de solo, clima e vegetação. As águas sofrem grande variação de fluxo ao longo da bacia,

expondo condições peculiares à cada área estudada. Uma avaliação estatística usando análise de componentes principais (Scarmínio, 1989; Legendre & Legendre, 1983; Beebe, & Kowalski, 1987) é interessante para caracterizar a bacia através da evolução dos parâmetros estudados, como componentes dos ciclos naturais na bacia de drenagem, estabelecendo um modelo de rio em região neotropical. Outros dados que sejam obtidos de um conjunto de amostras da mesma região podem ser inseridos no modelo e avaliados quanto às suas características.

## MATERIAIS E MÉTODOS

Foram realizadas quatro coletas, uma em cada estação do ano de 1991, nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro, em cinco pontos de amostragem ao longo da bacia (fig. 1): no alto Tibagi, Uvaia (UV),

na região de Ponta Grossa; no médio Tibagi, Ilha Surubi (SU), na região de Telêmaco Borba, e Sapopema (SA); no baixo Tibagi, Limoeiro (LM), na região de Londrina, e represa Capivara (CP), na região de Sertanópolis. Esses pontos referem-se a áreas com características ambientais relativamente homogêneas. Os locais foram escolhidos considerando os estudos realizados nas diversas áreas da zoologia, da botânica e da limnologia, integradas em um só projeto. As amostras de água sub-superficiais foram coletadas de acordo com metodologia padrão (Rump & Krist, 1992; Kramer, 1994; Benoliel, 1994). Foram analisados, usando métodos padrão (Rump & Krist, 1992; Lind, 1979), os seguintes parâmetros físico-químicos e espécies químicas: condutividade, pH, alcalinidade, fósforo total, nitrato, nitrito, amônio, sulfato, oxigênio dissolvido, temperatura, turbidez, transparência, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio (matéria orgânica), sólidos totais, seston, clorofilas a, b, e c, feofitina e coliformes fecais e totais. Oxigênio dissolvido, pH e temperatura foram determinados no campo.

Para verificar a evolução das características físico-químicas da bacia do rio Tibagi ao longo dos anos, as coletas foram retomadas no período de um ano, mensalmente, de maio de 1998 a abril de 1999, em oito pontos: no alto Tibagi, manancial (MN), na região de Palmeira, rio Imbituva (IB), afluyente não impactado, e Uvaia (UV), na região de Ponta Grossa; no médio Tibagi, ilha Surubi (SU) e rio Varanal (VA), afluyente não impactado, na região de Telêmaco Borba; no baixo Tibagi, rio Barra Funda (BF), afluyente não impactado, Limoeiro (LM), na região de Londrina, e represa Capivara (CP), na região de Sertanópolis. Nessa etapa do trabalho o objetivo estava mais centrado no fluxo de materiais, justificando a escolha de alguns pontos em afluentes de áreas mais preservadas, e os parâmetros estudados, usando métodos padrão (Rump & Krist, 1992; Lind, 1979), foram: temperatura da água, condutividade, pH, alcalinidade, fósforo total, nitrato, nitrito, amônio, sulfato, oxigênio dissolvido, transparência, demanda química de oxigênio (matéria orgânica), sólidos totais, clorofila a e feofitina. Oxigênio dissolvido, pH, temperatura e condutividade foram determinados em campo, usando eletrodos de um equipamento multiparâmetro da Horiba.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para comparação entre os dois conjuntos de dados, foram escolhidos os pontos coincidentes de amostragem — exceto o manancial, que consta da segunda etapa de avaliação dos dados — e os mesmos parâmetros físico-químicos: temperatura da água, condutividade, pH, alcalinidade, fósforo total, nitrato, nitrito, amônio, sulfato, oxigênio dissolvido, demanda química de oxigênio (matéria orgânica), sólidos totais, turbidez e clorofila a,

formando o conjunto de dados 1 (apêndice 1) e o conjunto de dados 2 (apêndice 2).

As águas de rio somam frações das águas subsuperficiais do solo e das águas de chuva que são introduzidas no sistema de drenagem. A concentração das espécies nas águas de drenagem, influenciada pelas interações com os minerais e a vegetação, determina a composição das águas de rio. A concentração de sólidos dissolvidos nas águas de rio tende a ser inversamente correlacionada com o fluxo do rio. Estão, portanto, superimpostas as situações de disposição de resíduos e de poluição.

Avaliando os resultados obtidos nos dois conjuntos de dados, foi observado um aumento significativo na concentração de matéria orgânica, com correlação positiva com íons amônio para o conjunto 2 (apêndice 2), denotando incorporação recente de matéria orgânica, bem como com íons fosfato. A matéria orgânica foi determinada através da demanda química de oxigênio pela oxidação ácida com dicromato, considerando a matéria biodegradável e não-biodegradável (Rump & Krist, 1992). A espécie nitrato, forma mais oxidada e relacionada à incorporação já de longo período de matéria orgânica, também apresentou aumento em sua quantidade, mantendo alta correlação positiva com íons sulfato. Os compostos de nitrogênio, de grande importância na atmosfera e nos processos de desenvolvimento da fauna e da flora, têm uma ciclagem complexa devido aos vários estados de oxidação que o nitrogênio pode assumir e à sua variação nos processos de oxidação do ambiente aquático através de degradação biológica ou química. Os estados de oxidação mais comuns para o nitrogênio no ambiente aquático são (-III), (0), (+III) e (+V) (Sawyer *et al.*, 1994). Portanto, o estudo de íons amônio, nitrito e nitrato é pertinente na avaliação das formas de introdução de matéria orgânica no meio aquático. A agricultura tem utilizado indiscriminadamente fertilizantes ricos em compostos de nitrogênio e fósforo, aumentando a quantidade dessas espécies ao longo da bacia. A concentração de íons nitrato e amônio, no manancial, superou as expectativas quanto às quantidades que deveriam existir em ambientes preservados (Conama, 1986; Ministério da Saúde, 1990; Cetesb, 1990), mas a área é de desenvolvimento de pecuária intensa, e as fezes de ruminantes contêm proteínas não assimiladas e nitrogênio orgânico em grandes quantidades, que somadas à vegetação e a outras fontes são biodegradadas a amônia sob condições anaeróbias e aeróbias. A amônia pode ser utilizada pelas plantas diretamente na conversão a carboidratos ou convertida a nitritos e nitratos em meio aeróbio, que em excesso contribuem para a eutrofização das águas, principalmente aquelas de sistema lântico, como é o caso da represa Capivara (CP).

Os organismos aquáticos influenciam a concentração de muitas espécies químicas através da ingestão, transformação, estocagem e liberação de metabólitos. Para



uma compreensão melhor da química de um ambiente aquático, as relações causais e recíprocas entre os organismos e seu ambiente devem ser consideradas. Bactérias e outros organismos participam de processos redox para restabelecer o equilíbrio químico afetado pelos processos de fotossíntese e respiração. Fica estabelecido um fluxo de energia acompanhado por ciclos de nutrientes e de outros elementos. Como qualquer ecossistema, sistemas lóticos e lênticos contêm uma comunidade biológica com produção primária e vários níveis tróficos de decomposição e consumo, na qual o fluxo de energia é refletido na estrutura trófica e na ciclagem de materiais. Os ambientes aquáticos diferem nas concentrações de P, N e C (Stumm & Morgan, 1981). Em lagos, durante o período de estagnação ocorre uma segregação de elementos nutricionais. Durante a fotossíntese, o nitrogênio ( $\text{NO}_3^-$  ou  $\text{NH}_4^+$ ) e o fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) são considerados, junto com o carbono ( $\text{CO}_2$  ou  $\text{HCO}_3^-$ ), em uma proporção C/N/P de aproximadamente 106:16:1. Como uma consequência da respiração (oxidação) da comunidade biológica com produção primária, as partículas produzidas sedimentam e esses mesmos elementos são novamente liberados nas mesmas proporções. Assim, as camadas mais profundas são enriquecidas por nutrientes, com uma depleção na concentração de oxigênio dissolvido. Nas águas superficiais os nutrientes são exauridos pela atividade fotossintética. Considerando a bacia como um todo — regime lótico —, as proporções de N e P foram de 40/1 no conjunto de dados 1 e de 200/1 no conjunto 2, demonstrando um incremento de seis vezes para as espécies de nitrogênio, excedendo padrões para ambientes lênticos. Normalmente, a represa Capivara, de regime lêntico, apresentou um incremento na concentração das espécies químicas estudadas com relação à bacia, funcionando como depositária de tudo o que é lançado na bacia do rio Tibagi. Estudos na bacia do rio Mogi-Guaçu sobre as razões entre N/C/P para ambientes lóticos e lênticos de material orgânico particulado e sedimentar (Albuquerque & Mozeto, 1997) apresentam valores em média 50% menores do que os obtidos neste estudo de amostras integrais utilizando metodologia diferente. A degradação seletiva dos componentes da matéria orgânica pode modificar a composição elementar e modificar as razões entre os elementos (Meyers & Ishiwatari, 1993).

A constância composicional da biomassa aquática e da produção fotossintética, relacionada à produção de material orgânico e produção da respiração heterotrófica e à destruição de material orgânico — ou seja, à absorção e liberação de elementos nutricionais em proporções relativamente constantes —, é responsável por uma covariância de carbono, nitrato e fosfato em lagos. Um aumento na concentração dessas espécies é acompanhado por uma diminuição na quantidade de oxigênio dissolvido, como se pode observar nos apêndices 1 e 2.

Os processos que governam os níveis de fósforo em águas naturais não têm sido claramente elucidados. Muitos ambientes lóticos são suficientemente turbulentos para carrear grandes quantidades de material particulado suspenso, influenciando diretamente a concentração de fósforo, pois em processos de sorção mantêm as espécies de fósforo associadas a hidróxidos de ferro e alumínio. Sob condições de altas quantidades de material particulado, a assimilação de fosfato por fitoplânctons tem influência menor sobre sua mobilização, uma vez que a penetração da luz é insuficiente para sustentar a fotossíntese (Fox, 1989; 1990; 1991; 1993). A introdução de espécies de fósforo no meio aquático deve-se à liberação do sedimento ou de fontes antrópicas. Mas as fontes são atenuadas pela diluição nas grandes bacias. Assim, a adsorção de fosfato sobre óxidos metálicos é uma fase importante na formação de fosfatos de ferro, que têm grande estabilidade nas temperaturas típicas de águas superficiais de regiões neotropicais. É interessante citar a importância da ciclagem do fósforo, considerando que o rio Amazonas libera diariamente para o oceano  $23 \times 10^6$  mols de P, sendo mais da metade originada de reações de material suspenso no estuário (Fox *et al.*, 1986). O modelo desenvolvido por Fox (1990) sugeriu que os processos de formação de solução sólida sobre superfícies amorfas de suspensão de hidróxido férrico, especificamente fosfato férrico amorfo dissolvido em hidróxido férrico, podem ser os que governam as concentrações de fosfato dissolvido nas águas de rio. Em outro estudo, Fox (1991) discutiu a proporção excessiva de P em relação a compostos inorgânicos associados, devido a contribuições de descargas de origem antrópica. Em águas de rio nas quais as concentrações de fosfato inorgânico são muito baixas (subsaturação), o fosfato pode ser removido biologicamente mais rápido do que pode ser liberado do sedimento, indicando processos de fotossíntese intensos. Mas quando em locais de subsaturação, a baixa concentração de fosfato inorgânico está relacionada com baixas quantidades de oxigênio dissolvido, podendo não estar com a fotossíntese intensa, mas correlacionada a despejos contendo particulados com altas quantidades de matéria orgânica. Nos conjuntos de dados obtidos neste trabalho, a quantidade de fosfato total, orgânico e inorgânico, apresenta correlação positiva com a matéria orgânica, podendo ser associada à introdução de origem antrópica.

Fontes de sulfato,  $\text{SO}_4^{2-}$ , ainda são incertas. Cerca de 40% faz parte dos ciclos atmosféricos, enquanto 60% é proveniente do intemperismo de sulfetos e de soluções de sulfatos minerais (Stumm & Morgan, 1981). É um dos seis elementos mais abundantes na biomassa e é necessário como macronutriente para todos os organismos. Para muitas algas o enxofre está disponível sob a forma de sulfato, e em baixa concentração pode limitar a produção primária. O enxofre tem o papel de

ceptor de elétrons na respiração, e na forma reduzida é fonte de energia para a produção secundária quimio-litotrófica (Urban, 1994). A redução do sulfato contribui para a oxidação anaeróbia do carbono orgânico, participando dos processos de fluxo de energia. Segundo Urban (1994), a redução do sulfato, se associada com absorção de sulfato e incorporação na biomassa (redução assimilatória) ou com respiração anaeróbia (redução dessimilatória), gera alcalinidade. No conjunto de dados 2, as concentrações de sulfato sofreram diminuição nos meses mais quentes e com menor precipitação no ano, e mantiveram correlação positiva com a alcalinidade. Para ambientes de sistema lântico, essa fonte de alcalinidade é importante na neutralização de deposição ácida. O sulfeto produzido através de processos dessimilatórios pode alterar a ciclagem e a disponibilidade de nutrientes. A absorção por algas e subsequente sedimentação é um dos fluxos mais importantes do S em lagos. O sulfato não é um nutriente limitante e sua concentração não é muito afetada pelo crescimento de algas. Normalmente, as amostras coletadas na represa Capivara apresentaram concentração mais elevada para sulfato.

Para identificar as relações entre os dados obtidos, foi utilizada a técnica de análise multivariada (Scarmínio 1989; Legendre & Legendre, 1983; Beebe & Kowalski, 1987), com aplicação dos métodos de reconhecimento de padrões. O objetivo foi discriminar as estações de coleta quanto à contribuição de espécies químicas características ou xenobióticas e definir as relações existentes entre padrões físico-químicos e sazonalidade. Essa técnica permite identificar rápida e eficientemente as relações existentes em um grande número de dados. Entre os métodos de reconhecimento de padrões, o de análise de componentes principais tem como finalidade identificar novas variáveis, denominadas componentes principais, que são combinações lineares das variáveis originais. As novas variáveis são usadas para analisar os dados através de algum tipo de projeção geométrica ou representação.

O método das componentes principais pode resumir em poucas e importantes dimensões a maior parte da variabilidade de uma matriz de dispersão de um grande número de dados, sendo que a quantidade de variância explicada por esses poucos eixos principais independentes pode ser conhecida (Scarmínio, 1989).

A solução multidimensional consiste em representar a dispersão dos objetos em um gráfico, com tantos eixos quanto o número de descritores (variáveis) em estudo. Os descritores são usados para descrever ou qualificar os objetos, e são características físicas, químicas ou biológicas dos objetos de interesse. Neste estudo as variáveis são os parâmetros físico-químicos e os objetos são as amostras de água coletadas em cada estação de amostragem. No entanto, a ilustração multidimensional desses diagramas é praticamente inviável quanto à sua

interpretação, mesmo que eles tenham validade matemática. Assim, a análise reducionista busca os planos mais interessantes. Com a dimensionalidade reduzida, os novos eixos permitem uma representação ótima da maior variabilidade da matriz de dados multidimensional. Para comparar quaisquer variáveis do sistema, um procedimento de normalização divide cada dado pela variância da coluna da matriz, dando pesos iguais para cada variável. A variável normalizada com as propriedades média zero e variância igual a um, é adimensional, permitindo sua comparação com qualquer outra.

A redução do número de variáveis é feita através do cálculo dos autovalores e autovetores (Legendre & Legendre, 1983). Estes medem a quantidade de variância explicada por cada componente. A direção do primeiro autovetor descreve a quantidade máxima da variação ou espalhamento dos dados. Cada componente sucessiva descreve a menor fração da informação contida nos dados. Quando o total da variação dos dados não pode ser considerado usando somente um autovetor, um segundo eixo, ortogonal ao primeiro, descreve a quantidade máxima da variação residual no grupo de dados. Os autovetores permanecem no mesmo espaço que as variáveis originais. Eles são vistos como uma rotação dos eixos originais e usados como um novo grupo de eixos para a matriz, que determina a rotação que melhor descreve a informação na matriz usando um número mínimo de dimensões.

Enquanto a regressão linear múltipla usa todo o espaço descrito pelas colunas da matriz, a análise de componentes principais determina um subespaço para possivelmente ignorar alguns dos autovetores, facilitando a interpretação.

Nesse momento a questão é definir quantas componentes poderiam ser eventualmente significantes na interpretação dos dados, uma vez que as componentes principais sucessivas correspondem a frações cada vez menores da variância total. De acordo com uma regra empírica, segundo Legendre & Legendre (1983), devem ser interpretadas somente aquelas correspondentes aos autovalores maiores do que a média dos mesmos. No caso particular de dados normalizados, onde a matriz é de correlação, a média dos autovalores é um, e as componentes cujos autovalores sejam menores do que um não devem ser consideradas.

O agrupamento dos objetos ou das variáveis é uma operação útil no reconhecimento de sua similaridade. Essa operação é denominada análise de grupos. A ordenação é um processo pelo qual os objetos são colocados em relação aos eixos de um espaço, com uma ou mais dimensões. As operações são realizadas por associação de matrizes. A associação entre as variáveis é denominada análise do tipo R. Esse método pode ser usado para obter a ordenação dos objetos em um espaço de baixa dimensionalidade. Os métodos de agrupamento são representados sem qualquer referência de espaço,

liberando o analista de restrições com espaço métrico (Legendre & Legendre, 1983). Esses modelos estatísticos apresentam-se úteis, preenchendo os requisitos necessários à interpretação e análise dos dados deste trabalho.

Os conjuntos de dados são referentes à concentração de elementos metálicos presentes na fração dissolvida da bacia do rio Tibagi. Para cada conjunto de 1990-1991 e de 1998-1999 foi realizado um estudo estatístico de componentes principais em separado. As variáveis foram autoescaladas para uso posterior no estudo estatístico, produzindo variáveis com média zero e variância igual a um.

A análise dos componentes principais, do tipo R, foi utilizada para avaliar as relações entre as variáveis. Para facilitar a interpretação das componentes principais, foi feita a rotação ortogonal varimax, cujo critério envolve a maximização da variância dos pesos nas componentes (Scarmínio, 1989).

Para identificar os fatores explicativos da variância dos conjuntos de dados obtidos no período de um ano hidrológico, foi aplicada a análise de componentes principais (ACP) e a análise de agrupamentos. Foram verificados gradientes espaciais (longitudinais) e sazonais de diversos parâmetros para os dois conjuntos de dados. Nas figuras 2-5, os cinco primeiros eixos da ACP explicaram 84,5% da variância dos dados do conjunto 1 (1991). A ACP explicou 31,2% da variância na primeira componente principal e 16,6% na segunda, somando 47,8% da variância total dos dados (fig. 2). A primeira componente indica a contribuição sazonal de íons dissolvidos nitrato, alcalinidade, condutividade e temperatura, em oposição ao oxigênio dissolvido, separando as amostras de CP, LM e SU. As amostras coletadas no inverno (agosto) separam-se das demais em função da maior influência do oxigênio dissolvido — quanto menor a temperatura, maior a concentração de oxigênio dissolvido na água. Temperatura e oxigênio dissolvido têm alta correlação negativa entre si. A segunda componente está associada aos pulsos de material particulado para o sistema e íons nitrito, separando as amostras de LM. Este ponto recebe a carga lançada na bacia de drenagem da região de Londrina, além de ter bem próximo, a jusante, um porto de areia. A terceira componente (fig. 3) contrapõe matéria orgânica, íons amônio e condutividade com íons nitrato, discriminando amostras de CP, LM e SU de outono, de amostras de CP, LM e UV de primavera e verão. A quarta componente (fig. 4) separa, em função da maior influência de fosfato total e nitrato, amostras de LM, CP, UV e SA, principalmente nas épocas de frio. E a quinta componente (fig. 5) separa SA e, levemente, LM, SU e CP pela influência maior da clorofila a e do pH, sempre separadas sazonalmente pelo oxigênio dissolvido. As amostras agrupadas na parte central do gráfico de dispersão apresentam pequena interferência dos parâmetros citados.

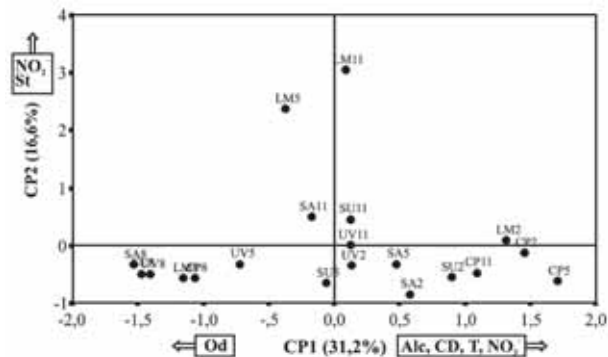


Figura 2. Componentes principais 1 e 2 do conjunto de dados 1.

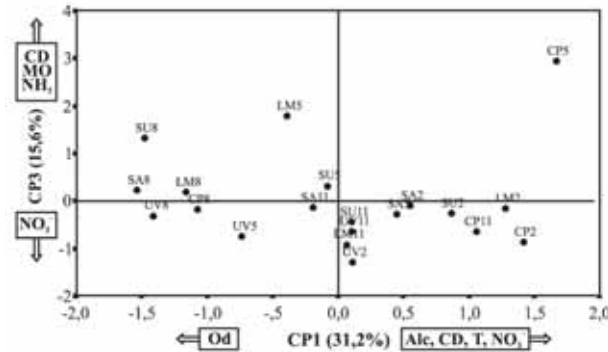


Figura 3. Componentes principais 1 e 3 do conjunto de dados 1.

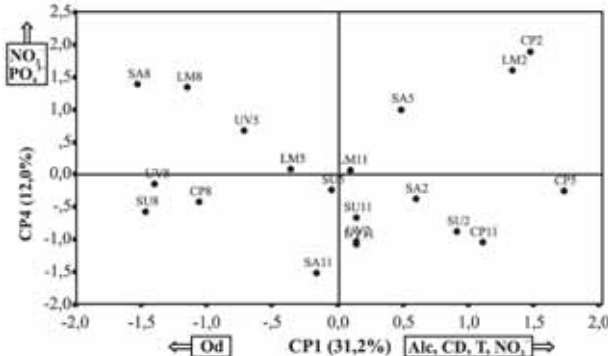


Figura 4. Componentes principais 1 e 4 do conjunto de dados 1.

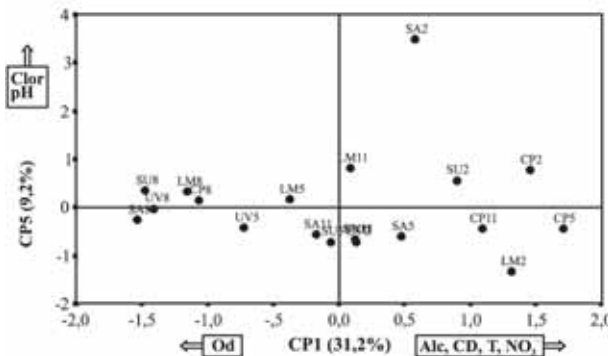


Figura 5. Componentes principais 1 e 5 do conjunto de dados 1.

A classificação de grupos dos pontos de amostragem, quanto à contribuição dos parâmetros analisados, complementou os resultados da ACP. Na figura 6 estão formados três grupos, associando com alta similaridade as amostras de LM inverno e primavera, e LM, CP, SA e SU primavera e verão. Comparando com a ACP (figu-

ras 2-5), pode-se observar a separação desses grupos em função da interferência maior dos parâmetros citados para cada componente.

O estudo da similaridade entre os parâmetros estudados é útil para verificar as possíveis fontes de contribuição para a bacia. Na figura 7 é observada a similaridade entre a maioria dos parâmetros, indicando fontes difusas de introdução, relacionadas às ocorrências de chuvas, separando condutividade de temperatura e sólidos totais. A classificação hierárquica dos pontos de amostragem, quanto à contribuição dos parâmetros analisados, é útil para complementar os resultados da ACP.

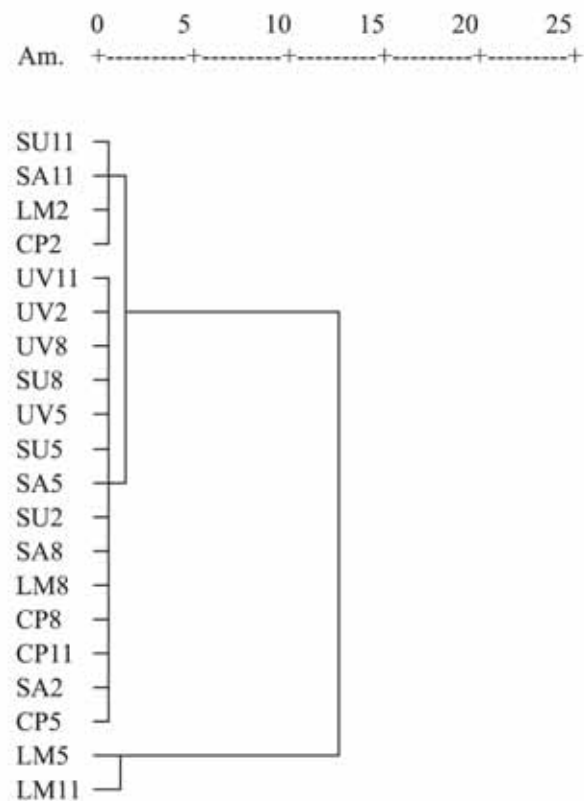


Figura 6. Similaridade entre as amostras do conjunto de dados 1.

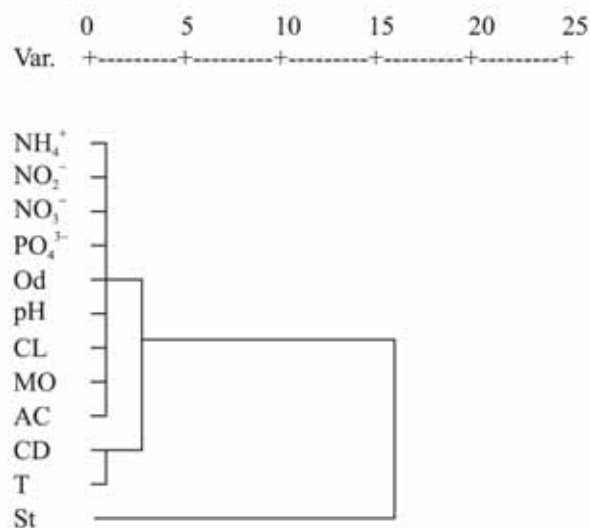


Figura 7. Similaridade entre os parâmetros físico-químicos do conjunto de dados 1.

De acordo com a figura 2, as componentes principais 1 e 2 separam nitidamente as amostras de épocas de inverno e verão. Ainda, nas amostras do ponto localizado na foz do rio Tibagi, quando este forma a represa Capivara para geração de energia, parâmetros como alcalinidade e condutividade aparecem como os de maior influência. A alcalinidade, definida como condição de eletroneutralidade através da diferença entre cátions básicos fortes e ânions orgânicos e inorgânicos fortes (Sampson *et al.*, 1994; Westall & Stumm, 1986), no intervalo de 6,0 a 9,0, típico dessa bacia, é aproximadamente igual à concentração do íon bicarbonato,  $\text{HCO}_3^-$ . Uma vez que a alcalinidade está associada ao balanço de cargas, de forma que os processos de assimilação de íons devem ser acompanhados de controle de íons  $\text{H}^+$  ou  $\text{OH}^-$ , a assimilação fotossintética de íons  $\text{NH}_4^+$  provoca a absorção de  $\text{OH}^-$  ou a liberação de  $\text{H}^+$ , diminuindo a alcalinidade. Da mesma forma, a alcalinidade aumenta devido à assimilação fotossintética de  $\text{NO}_3^-$ . Mas, ao contrário, a alcalinidade diminui como resultado da decomposição bacteriana da biota a  $\text{NO}_3^-$ . A alcalinidade varia devido à fotossíntese ser considerada como uma medida da fertilidade de um corpo d'água (Manahan, 1994). Estudos de acidificação das águas, citados por Psenner e Catalan (1994), têm levado em conta a interferência do homem sobre os ciclos biogeoquímicos, considerando a importância crescente e o comportamento diferente de  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NH}_4^+$ . Ainda para o conjunto de dados 1, a alcalinidade, em boa correlação com a condutividade, separa as amostras dos pontos CP, LM, SU e SA em épocas de temperatura mais elevada, demonstrando aumento na introdução de íons no sistema aquático devido à atividade antrópica. O ponto CP, uma represa, pode relacionar o aumento na alcalinidade devido a transformações de espécies de nitrogênio, como assimilação de algas na coluna d'água e desnitrificação e decomposição de sedimentos superficiais, com consumo de  $\text{H}^+$  (Sampson *et al.*, 1994).

Em regiões neotropicais, as temperaturas da água, apesar de sofrerem uma queda e conseqüente aumento na concentração de oxigênio dissolvido, mantiveram-se em uma faixa de 14 a 18°C. A iluminação na época do inverno foi bastante intensa, com dados de Secchi de até 1,25 m, conferindo uma maior produção de clorofilas b e c para as amostras. A determinação de clorofila a é uma forma de encontrar uma medida quantitativa da biomassa fitoplanctônica no corpo aquático (Capblancq & Catalan, 1994). Diferentes grupos de algas são caracterizados por clorofila b ou c, devido a variações nos tipos de reserva nas paredes celulares. A relação clorofila a/clorofila b pode ser útil na determinação de sua contribuição relativa para a biomassa total. Houve uma correlação direta com a diminuição da temperatura e o aumento da quantidade de oxigênio dissolvido, o que poderia auxiliar na caracterização de macrogrupos de algas. Comunidades fitoplanctônicas dominadas por

uma espécie ou pequeno número de espécies podem sofrer na abundância e na composição de espécies das comunidades ao longo de um ano, ocorrendo em uma seqüência similar de ano a ano em um corpo d'água. Essa periodicidade ou sucessão sazonal pode ser considerada como uma cadeia de mudanças de espécies em resposta às variações sazonais. Características dessas áreas poderiam ser estudadas correlacionando os dados de clorofilas b e c com variações de temperatura. Ainda de acordo com Margalef (1994), alguns processos ecológicos podem ser estudados através da análise da formação de produtos de degradação de clorofilas. A perda de magnésio do anel tetrapirrólico converte clorofila em feofitina. A presença desse pigmento demonstra clorofila decomposta e populações senescentes. As amostras da estação de amostragem LM e, em menor proporção, de SU, destacaram-se devido à feofitina. O ponto LM, no baixo Tibagi, é uma área de urbanização intensificada, recebendo grande carga de contaminantes da bacia de drenagem; e o ponto SU conta com os despejos de uma indústria de papel e celulose. As diferentes regiões da bacia podem ser caracterizadas quanto às populações de fitoplânctons utilizando os dados obtidos para clorofila e considerando um perfil longitudinal sobre o conceito de rio contínuo (Cotta-Ramusino *et al.*, 1995).

Do conjunto de dados 2 (1998-1999), para comparar mais adequadamente com o conjunto 1, foram suprimidos da ACP as amostras relativas aos pontos localizados nos afluentes Varanal, Imbituva e Barra Funda, considerados mais preservados (apêndice 2). Foram considerados os pontos MN, UV, SU, LM e CP. As cinco primeiras componentes explicam 70,8% da variância do conjunto de dados 2. Na figura 8, a primeira componente explica 22,3% da variância, e a segunda, 16,8%. Novamente pode ser observada uma separação nítida das amostras de meses quentes daquelas de meses frios. Na componente 1, a matéria orgânica, com boa correlação positiva com íons amônio e fosfato total para amostras de CP, LM, SU, UV e algumas do MN, demonstra ser de introdução recente. Para o MN, como já discutido, a matéria orgânica está atribuída ao desenvolvimento da pecuária. O ponto CP aparece distinto, ainda, pela segunda componente, em função dos parâmetros alcalinidade, pH, sólidos totais, temperatura e íons nitrito. Algumas amostras do MN também estão separadas pela segunda componente, estando pH e temperatura como principais interferentes. Na figura 9, a contribuição da terceira componente para a discriminação das amostras CP, LM, SU, UV, coletadas principalmente nos meses de abril, junho, setembro e outubro, deve-se aos interferentes nitrato e sulfato, provavelmente relacionados à matéria orgânica e a sólidos totais carregados pelas águas das chuvas na bacia de drenagem. Vale ressaltar que o ano hidrológico maio de 1998/abril de 1999 foi extremamente chuvoso, não tendo sido

caracterizada estação de seca (fig. 10). Na figura 11, a quarta componente separou amostras de MN, SU e CP devido, principalmente, à influência de nitrito e clorofila. As demais amostras praticamente estiveram agrupadas na parte central do gráfico de dispersão.

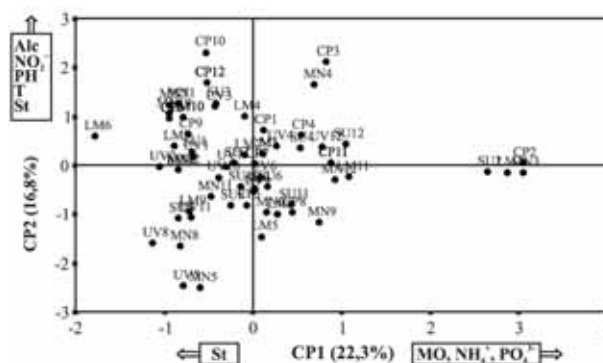


Figura 8. Componentes principais 1 e 2 do conjunto de dados 2.

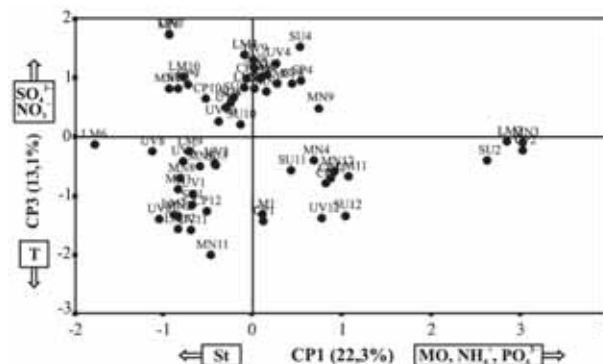


Figura 9. Componentes principais 1 e 3 do conjunto de dados 2.

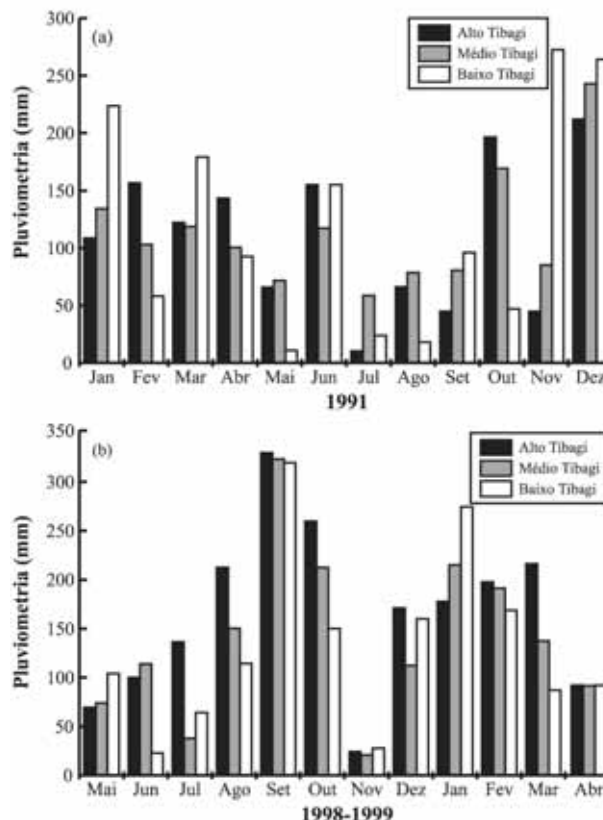


Figura 10. Pluviosidade nas regiões do alto, do médio e do baixo Tibagi.

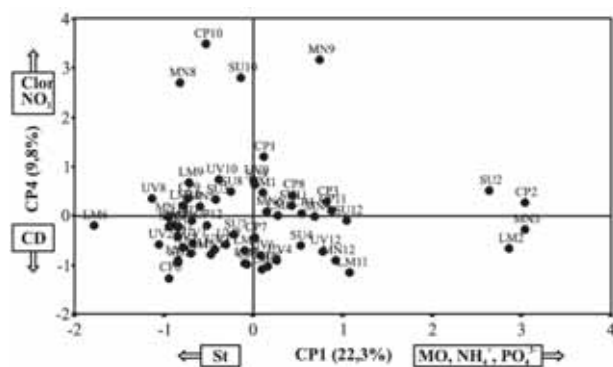


Figura 11. Componentes principais 1 e 4 do conjunto de dados 2.

Da análise de grupos do conjunto 2 (fig. 12) foram destacados cinco grupos de alta similaridade, que corroboram as observações feitas na análise dos gráficos de dispersão (figs. 7-9). Na figura 13 estão agrupados, à semelhança dos parâmetros físico-químicos do conjunto de dados 1, os do conjunto 2.

Da mesma forma que a análise de similaridade dos parâmetros avaliados no conjunto 1, o parâmetro sólidos totais separa-se dos demais parâmetros. Assim, as fontes podem ser consideradas de origem difusa e não-pontual. Como o estudo está baseado na calha principal do rio Tibagi, a introdução e o conseqüente aumento proporcional de espécies químicas na bacia vêm de sua ocupação, tanto urbana quanto agrícola.

Comparando o conjunto de dados 2 com o conjunto 1 a partir do estudo das componentes principais, gráficos de dispersão, as amostras das estações de verão e primavera separam-se, em ambos os conjuntos, das amostras das estações de inverno e outono. O MN, no conjunto 2, pode ser considerado área de referência com relação ao restante da bacia. Ao longo da bacia ocorre um aumento gradativo de diversas espécies químicas, chegando a um máximo na represa Capivara, considerada depositária de tudo que vai sendo recebido pela bacia de drenagem.

Este estudo demonstrou a existência de áreas críticas na bacia hidrográfica do rio Tibagi, afetadas por despejos urbanos e industriais e por manejo inadequado do solo ao longo do tempo. Os resultados obtidos nas diversas áreas demonstraram concordância sobre um impacto ambiental maior em áreas potencialmente urbanas, industrializadas e agricultáveis, considerando as características inerentes de cada compartimento. Da mesma forma, Tsirkunov *et al.* (1992) observaram um aumento significativo na concentração de espécies de nitrogênio e enxofre, em um período de dez anos, em uma bacia hidrográfica. Suas modificações sazonais estão relacionadas com o degelo da neve e chuvas de outono, enquanto que aqui no Brasil, região neotropical, ocorreram modificações sazonais relacionadas com épocas de frio e calor. Durante o período de coletas 1998-1999 as chuvas foram muito intensas, devido aos efeitos do fenômeno El Niño, de aquecimento na zona equatorial,

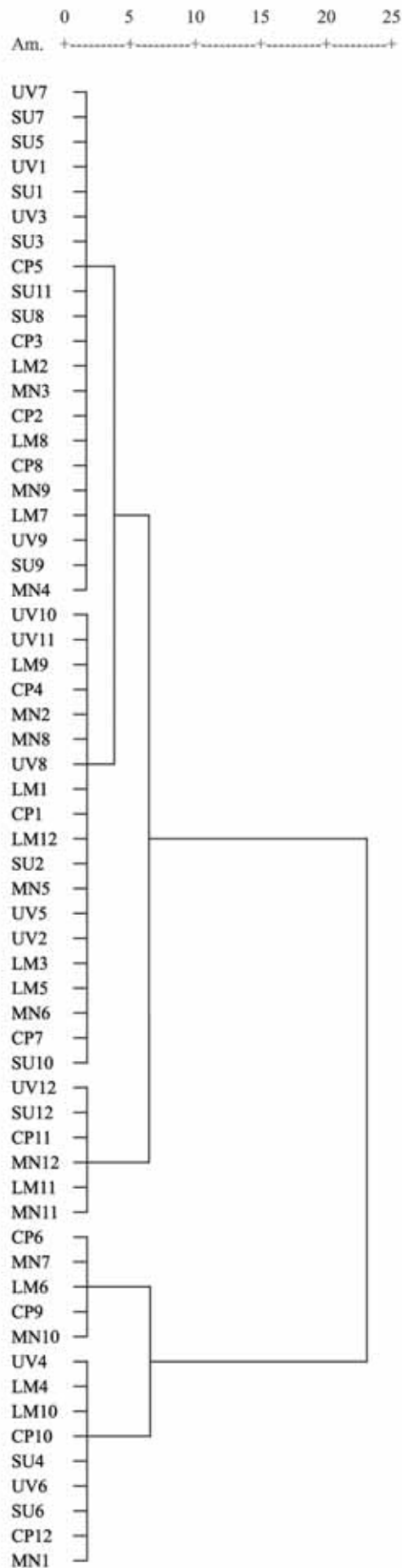


Figura 12. Similaridade entre as amostras do conjunto de dados 2.

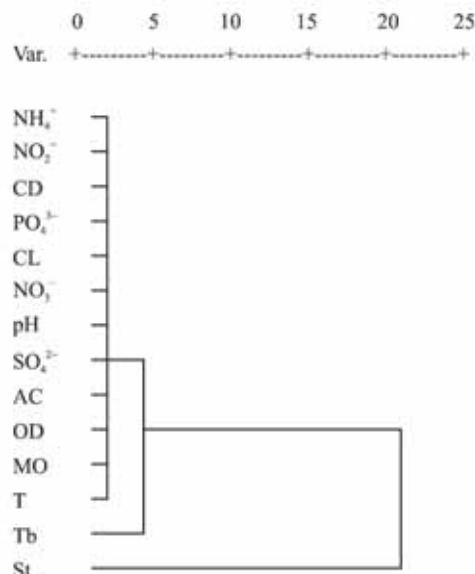


Figura 13. Similaridade entre os parâmetros físico-químicos do conjunto de dados 2.

com forte influência no Paraná. Assim, o conjunto de dados 2 apresentou uma dispersão generalizada das amostras, sem maiores destaques, como ocorreu no conjunto de dados 1.

Devido ao maior impacto sofrido pela represa Capivara, cujo tempo de residência das águas é maior, deve ser considerado o processo de eutrofização, devido à intensa entrada de material em suspensão, com efeitos sobre a biota aquática. De acordo com Calijuri & Tundisi (1990), em um estudo comparado entre represas do estado de São Paulo, para corrigir as entradas pontual e difusa de nutrientes e a eutrofização, é necessário tratar esgotos domésticos, agrícolas e industriais e disciplinar o uso da bacia, com florestamento da mata ciliar, manipulação do tempo de residência e educação ambiental.

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

Propostas de manejo têm sido implantadas, com resultados interessantes de recuperação para a bacia. A qualidade da água sofreu degradação ao longo dos anos, a despeito de uma modificação positiva sobre as populações da fauna e da flora. Com a influência de outros sistemas aquáticos importantes para o país, a bacia do rio Tibagi tem sido considerada como ponto de dispersão de várias espécies para a Mata Atlântica e a Amazônia. Assim, considerando a amplitude da influência dessa bacia hidrográfica, o estudo realizado até o momento reforça a necessidade de avaliação constante de uma bacia desse porte, para recuperação de forma consistente.

Uma ampla discussão (Frank, 1996) sobre o gerenciamento de bacias hidrográficas deve abordar temas como alterações ocorridas no regime hídrico e mudanças no uso do solo durante o mesmo período, pois há evidências de forte dependência entre as duas variáveis;

padrões de uso do solo, considerando a degradação dos recursos, com a definição de regiões ambientais; diferenciação socioeconômica no âmbito de bacia em favor dos centros urbanos, com favorecimento da emigração e da expansão progressiva das áreas exploradas (ocupação), incrementando o grau de degradação. Seria interessante constituir um grupo de estudos permanente para acompanhamento e realização de ações para recuperação da qualidade da água visando a manutenção do equilíbrio entre os diversos compartimentos: água/sedimento-solo/biota.

### Agradecimentos

Este estudo foi possível com o auxílio, na realização, da Empresa de Saneamento do Paraná (Sanepar), de Londrina (PR), e das estagiárias Edilene Sarge Figueiredo, Márcia Alessandra Paes, Márcia Cristina Bisinoti e Rosana Rocha Lobo.

### Referências Bibliográficas

- Albuquerque, A.L. & Mozeto, A.A.. 1997. C:N:P Ratios and stable carbon isotope compositions as indicators of organic matter sources in a riverine wetland system (Mogi-Guaçu river, São Paulo- Brazil). *Ewlands*, 17:1-9.
- Beebe, K.R. & Kowalski, B.R. 1987. An introduction to multivariate calibration and analysis. *Anal. Chem.*, 59(17):1007A-1017A.
- Benoliel, M.J. 1994. Sample storage for inorganic compounds in surface water – A review. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 57:197-206.
- Calijuri, M.C. & Tundisi, J.G. 1990. Limnologia comparada das represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita – estado de São Paulo: mecanismos de funcionamento e bases para o gerenciamento. *Ver. Bras. Biol.*, 50:893-913.
- Capblanc, J. & Catalan, J. 1994. Phytoplankton: wich, and how much? In: *Limnology now – A paradigm of planetary problems*. R. Margalef (ed.). Elsevier, Amsterdam. pp.9-36.
- Cetesb–Companhia Estadual de Tratamento de Esgoto e Saneamento Básico. 1990. Compilação de padrões ambientais. Cetesb, São Paulo.
- Conama–Conselho Nacional do Meio Ambiente. 1986. Resolução nº 20, de 18/06/1986. Ministério de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. D.O.U. – Executivo, 11.356 - 30/07/1986. (Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas, essencial à defesa de seus níveis de qualidade.)
- Cotta-Ramusino, M.; Villa, S. & Calamari, D. 1995. River continuum concept and correspondence analysis to study alpine stream macroinvertebrate community. *Mem. Ist. Ital. Hidrobiol.*, 53:101-114.
- Fox, L.E. 1989. A model for inorganic control of phosphate concentrations in river waters. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 53:417-428.
- Fox, L.E. 1990. Geochemistry of dissolved phosphate in the Sepik river and estuary, Papua, New Guinea. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 54:1019-1024.
- Fox, L.E. 1991. Phosphorous chemistry in the Tidal Hudson river. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 55:1529-1538.
- Fox, L.E. 1993. The chemistry of aquatic phosphate: inorganic process in rivers. *Hidrobiologia*, 253:1-16.
- Fox, L.E.; Sager, S.L. & Wofsy, S.C. 1986. The chemical control of soluble phosphorous in the Amazon estuary. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 50:783-794.
- Frank, B. 1996. Gerenciamento de bacias hidrográficas. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

- polis, SC.
- Kramer, K.J.M. 1994. Inorganic contaminants in the water column: sampling and sampling strategy. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 57:179-188.
- Legendre, L. & Legendre, P. 1983. *Numerical ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- Lind, O.T. 1979. *Handbook of common methods in limnology*. 2<sup>nd</sup> ed. C.V. Mosby Co., St. Louis.
- Manahan, S.E. 1994. *Environmental chemistry*. 6<sup>th</sup> ed. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Margalef, R. 1994. The place of epicontinental waters in global ecology. In: *Limnology now – A paradigm of planetary problems*. R. Margalef (ed.). Elsevier, Amsterdam. pp.1-8.
- Meyers, P.A. & Ishiwatari, R. 1993. Lacustrine organic geochemistry – An overview of indicators of organic matter sources and diagenesis in lake sediments. *Org. Geochem.*, 20:867-900.
- Ministério da Saúde. 1990. Portaria no 36, de 19/01/1990. D.O.U. – Seção I - 23.01.90. (Aprova novas normas e padrões de potabilidade da água a serem observados em todo o território nacional.)
- Psenner, R. & Catalan, J. 1994. Chemical composition of lakes in crystalline basins: a combination of atmospheric deposition, geologic background, biological activity and human action. In: *Limnology now – A paradigm of planetary problems*. R. Margalef (ed.). Elsevier, Amsterdam. pp.255-314.
- Rump, H.H. & Krist, H. 1992. *Laboratory manual for the examination of water, waste water and soil*. 2<sup>nd</sup> ed. VCH, Germany.
- Sampson, C.J.; Brezonik, P.L. & Weir, E.P. 1994. Effects of acidification on chemical composition and chemical cycles in a seepage lake: inferences from a whole-lake experiment. In: L.A. Baker (ed.). ACS, Washington. pp.121-159.
- Sawyer, C.N.; McCarty, P.L. & Parkin, G.F. 1994. *Chemistry for environmental engineering*. MacGraw-Hill, New York.
- Scarmínio, I. 1989. Desenvolvimento de um sistema quimiométrico para microcomputadores e algumas aplicações. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Statzner, B. & Higler, B. 1985. Questions and comments on the river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42:1038-1044.
- Stumm, W. & Morgan, J.J. 1981. *Aquatic chemistry*. Wiley-Interscience, New York.
- Tsirkunov, V.V.; Nikanorov, A.M.; Laznik, M.M. & Dongwei, Z. 1992. Analysis of long-term and seasonal river water quality changes in Latvia. *Wat. Res.*, 26(9):1203-1216.
- Urban, N.R. 1994. Retention of sulfur in lake sediments. In: *Environmental chemistry of lakes and reservoirs*. L.A. Baker. ACS, Washington. pp.323-369.
- Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R. & Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37:130-137.
- Westall, J. & Stumm, W. 1986. The hydrosphere. In: *The natural environment and the biogeochemical cycles. The handbook of environmental chemistry*. 2<sup>nd</sup> ed. Hutzinger/Springer-Verlag, Berlin.



Apêndice 1

Média e desvio padrão do conjunto de dados I (1990-1991). T<sub>w</sub> = temperatura da água; CD = condutividade; AC = alcalinidade; Od = oxigênio dissolvido; MO = matéria orgânica; St = sólidos totais; CL = clorofila; Tb = turbidez.

Ponto	T <sub>w</sub> (°C)	CD (µS cm <sup>-1</sup> )	pH	AC (mg L <sup>-1</sup> )	Od (mg L <sup>-1</sup> )	MO (mg L <sup>-1</sup> )	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	NH <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	St (mg L <sup>-1</sup> )	CL <sub>a</sub> (mg m <sup>-3</sup> )	CL <sub>b</sub> (mg m <sup>-3</sup> )	Tb (NFT)
UV5	20,50	19,25	6,25	7,00	8,41	0,75	0,34	0,14	0,01	-	27,0	7,77	6,25	17,00
dp	0,50	10,35	0,25	4,00	0,39	0,75	0,05	0,14	0,01	-	16,0	5,03	3,34	12,00
UV8	14,75	17,55	6,50	5,00	9,10	3,80	0,24	-	-	-	37,5	7,09	10,90	17,50
dp	1,25	6,65	0,20	2,00	0,10	0,80	0,03	-	-	-	33,5	0,63	0,60	7,50
UV11	22,00	17,65	6,45	6,00	5,50	4,50	0,21	-	0,01	-	52,5	-	-	32,45
dp	2,00	5,85	0,35	2,00	1,30	1,50	0,04	-	0,01	-	29,5	-	-	30,55
UV2	22,00	11,50	6,65	7,50	6,80	-	0,16	0,08	-	-	47,0	2,57	0,83	17,55
dp	-	3,50	0,15	3,50	0,20	-	0,05	0,08	-	-	26,0	0,12	0,27	16,45
SU5	20,50	31,80	6,28	11,00	7,33	6,80	0,26	-	-	-	54,2	3,63	3,50	15,00
dp	0,50	2,21	0,19	0,71	0,39	4,35	0,06	-	-	-	3,3	0,54	0,62	0,71
SU8	12,50	26,80	6,40	6,75	9,55	4,55	0,15	-	-	0,04	26,5	7,76	11,60	12,25
dp	0,87	2,85	0,20	0,43	0,09	4,55	0,04	-	-	0,05	7,4	1,19	1,90	0,43
SU11	23,25	29,30	6,10	8,25	7,53	4,03	0,10	0,16	0,03	0,02	72,5	-	-	48,50
dp	0,43	4,38	0,25	0,43	0,08	2,15	0,05	0,08	-	0,03	7,8	-	-	2,29
SU2	23,75	39,50	7,08	14,00	7,05	1,53	0,17	0,09	-	0,02	62,8	4,48	0,83	23,50
dp	0,43	10,16	0,19	0,71	0,27	1,10	0,04	0,07	-	0,03	4,3	1,26	0,13	1,50
SA5	20,67	38,13	6,50	11,30	6,54	3,00	0,31	0,34	0,02	-	57,0	3,48	3,02	33,33
dp	0,47	1,44	0,08	0,47	0,44	1,22	0,02	0,02	-	-	10,4	0,55	0,98	0,94
SA8	14,00	24,87	6,37	7,00	10,10	6,17	0,35	0,25	0,02	-	48,0	6,27	9,04	22,67
dp	-	0,33	0,17	-	0,25	2,17	-	0,01	-	-	4,9	1,04	1,53	0,47
SA11	21,00	25,30	6,17	9,67	8,30	6,00	0,04	-	0,03	-	91,7	-	-	44,33
dp	-	0,29	0,05	0,47	0,08	2,12	0,04	-	-	-	8,8	-	-	1,25
SA2	26,33	39,67	7,77	14,70	7,47	3,93	0,20	0,12	-	0,02	50,0	18,98	2,94	11,00
dp	0,47	5,25	0,09	0,47	0,05	5,56	0,06	0,04	-	0,03	0,8	0,18	0,33	0,82
LM5	19,33	46,13	6,17	14,00	7,66	3,97	0,28	0,02	0,07	0,08	192,0	14,26	13,70	104,70
dp	0,47	0,12	0,05	-	0,13	4,59	0,01	0,02	-	0,02	33,0	0,89	1,90	7,50
LM8	15,00	31,70	6,27	9,33	8,93	7,00	0,44	0,22	-	-	66,0	11,03	15,50	8,33
dp	-	3,88	0,19	1,25	0,09	4,30	0,14	0,05	-	-	4,5	2,02	3,20	0,26
LM11	23,20	39,80	6,97	9,33	7,20	4,13	0,35	0,26	0,08	-	271,0	-	-	234,00
dp	0,57	4,53	0,05	0,47	-	1,46	0,21	0,05	-	-	10,0	-	-	16,10
LM2	28,33	45,23	6,33	16,00	6,80	1,53	0,35	0,50	0,03	0,02	88,0	1,44	0,83	44,00
dp	0,47	2,29	0,12	2,16	-	2,17	0,10	0,04	0,01	0,03	2,9	0,13	0,10	1,41
CP5	25,83	63,73	6,53	19,00	4,87	18,20	0,23	0,06	0,02	0,04	45,0	5,86	7,02	22,67
dp	0,24	2,66	,05	1,40	0,05	3,60	0,02	-	-	0,03	5,9	1,20	1,85	0,47
CP8	14,00	32,33	6,43	8,67	10,60	1,00	0,11	-	-	-	39,0	7,04	10,20	21,67
dp	-	0,41	0,05	0,47	1,20	0,71	0,02	-	-	-	11,5	1,36	2,40	0,47
CP11	23,50	39,03	6,10	14,00	6,67	0,50	0,02	0,19	-	-	41,0	-	-	26,00
dp	0,41	2,15	0,14	-	0,21	0,71	0,02	0,02	-	-	4,2	-	-	0,82
CP2	29,00	47,87	6,37	18,00	7,23	1,53	0,31	0,55	0,02	-	67,0	18,10	3,29	49,33
dp	1,41	1,69	0,12	-	0,29	2,17	0,03	0,14	-	-	12,7	8,00	1,51	0,94

Apêndice 2

Média e desvio padrão do conjunto de dados 2 (1998-1999).  $T_w$  = temperatura da água; CD = condutividade; Od = oxigênio dissolvido; Tb = turbidez; St = sólidos totais; AC = alcalinidade; MO = matéria orgânica; CL = clorofila.

Ponto	$T_w$ (°C)	pH	CD ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	Od ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Tb (NFT)	St ( $\text{mg L}^{-1}$ )	AC ( $\text{mg L}^{-1}$ )	MO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$\text{SO}_4^{2-}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$\text{NO}_3^-$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$\text{NH}_4^-$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$\text{NO}_2^-$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$\text{PO}_4^{3-}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	CL ( $\text{mg L}^{-1}$ )
MNS	15,30	4,15	0,0050	10,34	1,00	56,00	8,000	7,200	4,5792	1,4999	2,500E-06	0,000E+00	0,02240	0,02209
MNS	15,30	4,15	0,0050	10,34	1,00	56,00	1,000	7,200	4,5792	1,4999	2,500E-06	0,000E+00	0,02240	0,02209
dp	0,15	0,08	-	0,07	1,00	6,00	0,580	1,220	0,1600	0,0400	0,000E+00	0,000E+00	0,01000	-
IB5	15,00	4,23	0,0243	10,47	2,00	68,00	2,000	5,600	4,2706	1,5302	4,800E-06	0,000E+00	0,00130	0,05390
dp	-	0,30	0,0100	0,12	5,77	15,10	0,580	0,920	0,6700	0,2400	0,000E+00	0,000E+00	0,02000	-
UV5	15,20	4,31	0,0323	10,39	1,00	62,00	2,000	4,800	4,4763	1,5757	2,700E-06	0,000E+00	0,00130	0,00187
dp	0,10	0,28	-	0,08	2,65	31,77	0,580	0,460	0,4500	0,2700	0,000E+00	0,000E+00	0,06000	-
SU5	17,00	5,60	0,0350	10,70	30,00	160,00	5,000	4,800	10,3405	4,6822	4,600E-06	0,000E+00	0,14950	0,02449
dp	-	0,14	-	0,21	2,00	9,87	-	0,800	-	0,0500	0,000E+00	0,000E+00	0,09000	-
VA5	17,00	5,90	0,0070	10,90	30,00	130,00	5,000	3,200	9,0031	4,7125	6,800E-06	0,000E+00	0,14950	0,00305
dp	0,40	0,15	-	0,02	-	43,65	0,580	-	0,1600	0,0500	0,000E+00	0,000E+00	0,03000	-
BF5	17,00	6,20	0,0280	10,90	40,00	142,00	4,000	4,800	9,6204	5,1065	6,700E-06	0,000E+00	0,19180	0,00167
dp	0,17	0,19	-	0,15	3,61	15,01	0,580	0,460	0,2400	0,3000	0,000E+00	0,000E+00	0,03000	-
LM5	17,30	5,33	0,0400	10,21	30,00	72,00	8,000	10,400	9,0031	6,6219	1,380E-05	0,000E+00	0,32950	0,00140
dp	0,23	0,09	-	0,14	1,53	12,70	0,580	0,800	0,2700	0,2400	0,000E+00	0,000E+00	0,02000	-
CP5	17,10	5,88	0,0357	10,36	31,00	126,00	9,000	11,200	8,2829	6,1825	1,210E-05	0,000E+00	0,44600	0,00359
dp	0,35	0,10	-	0,15	2,52	9,45	1,150	0,460	0,1000	0,3700	0,000E+00	0,000E+00	0,01000	0,04000
MN6	17,20	5,73	0,0040	10,34	35,00	70,00	8,000	11,200	8,1800	6,6674	1,250E-05	0,000E+00	0,36120	0,02168
dp	0,59	0,01	0,0000	0,44	1,53	7,21	0,577	0,879	0,0958	0,0000	6,918E-04	-	-	-
IB6	15,00	6,36	0,0187	13,14	54,00	168,00	11,000	12,800	4,6821	4,6822	2,450E-05	0,000E+00	0,76360	0,00220
dp	0,25	0,06	0,0000	0,03	9,54	2,08	-	0,462	0,2067	0,0000	8,675E-04	-	-	-
UV6	15,00	6,34	0,0293	13,56	56,00	184,00	11,000	14,400	4,6821	4,6519	2,030E-05	0,000E+00	0,89060	0,00721
DP	0,31	0,06	-	0,25	3,00	5,20	-	1,222	0,0553	0,0000	5,597E-04	-	-	-
SU6	15,00	6,10	0,0347	13,36	58,00	186,00	11,000	13,600	4,6821	4,5761	2,410E-05	0,000E+00	0,93300	0,01317
dp	0,23	0,13	0,0006	0,10	2,52	18,15	0,577	0,693	0,4844	0,0000	0,000E+00	-	-	-
VA6	16,40	6,30	0,0087	11,40	26,00	372,00	10,000	6,690	3,9619	1,7878	1,300E-06	0,000E+00	0,00130	0,00374
dp	0,40	0,06	0,0006	0,31	1,73	4,16	-	0,254	0,0776	0,0000	2,621E-04	-	-	-
BF6	15,70	6,56	0,0310	11,36	26,00	286,00	9,000	17,870	3,7562	1,6818	1,100E-06	0,000E+00	0,05420	0,00603
dp	0,20	0,14	0,0012	0,05	7,37	31,26	0,577	0,462	0,0866	0,0000	8,180E-03	-	-	-
LM6	15,70	6,57	0,0150	11,37	26,00	342,00	9,000	6,440	3,6533	1,7424	1,200E-06	0,000E+00	0,02240	0,00422
dp	0,64	0,08	0,0006	0,53	5,57	8,33	-	0,480	0,2507	0,0000	2,780E-03	-	-	-
CP6	19,80	6,51	0,0410	10,21	33,00	328,00	18,000	5,600	9,3117	8,5161	1,440E-05	0,000E+00	0,26600	0,00204
dp	0,06	0,01	0,0000	0,01	-	31,43	1,000	0,552	0,1051	0,0000	1,380E-03	-	-	-
MIN7	19,80	6,54	0,0070	10,31	38,00	344,00	18,000	4,800	9,7233	8,5161	1,580E-05	0,000E+00	0,27650	0,03600
dp	0,06	0,05	0,0027	0,03	-	3,06	0,577	1,030	0,1598	0,0000	1,035E-02	-	-	-
IB7	20,10	6,86	0,0220	10,01	31,00	358,00	17,000	5,600	9,3117	9,0314	1,620E-05	0,000E+00	0,31890	0,66220
dp	0,15	0,47	0,0047	0,22	1,00	10,26	0,577	0,572	0,1766	0,0000	3,014E-02	-	-	-
UV7	18,90	6,49	0,0233	9,79	48,00	134,00	11,000	11,200	9,3117	4,3337	5,600E-06	0,000E+00	0,43540	1,09473

continuação

dp	0,12	0,05	0,0023	0,14	17,79	2,00	0,577	1,518	0,0910	0,0000	1,120E-03	-	-	-
SU7	18,50	6,56	0,0203	9,94	47,00	134,00	12,000	12,000	9,8261	4,7125	6,500E-06	0,000E+00	0,46710	1,87663
dp	0,50	0,07	0,0006	0,13	1,73	7,02	0,577	0,572	0,1241	0,0000	6,270E-03	-	-	-
VA7	18,50	6,67	0,0177	10,07	50,00	112,00	12,000	12,800	9,7233	4,7883	6,800E-06	0,000E+00	0,42480	0,63317
dp	0,00	0,15	0,0038	0,10	-	9,29	-	0,0553	0,0553	0,0000	1,450E-03	-	-	-
BF7	21,10	6,74	0,0293	9,79	42,00	94,00	18,000	12,800	10,5463	5,9551	1,240E-05	0,000E+00	0,23420	2,21329
dp	1,48	0,12	0,0023	0,43	25,01	12,58	-	0,010	0,6068	0,0000	6,585E-04	-	-	-
LM7	20,40	6,76	0,0407	9,80	39,00	98,00	16,000	12,000	10,7521	6,2431	1,370E-05	0,000E+00	0,24480	0,49076
dp	0,15	0,15	0,0027	0,12	0,58	8,72	-	0,010	14,4019	0,0000	8,557E-04	-	-	-
CP7	20,70	6,58	0,0343	10,05	37,00	80,00	16,000	12,000	10,6492	6,6825	1,290E-05	0,000E+00	0,23420	2,85789
dp	0,12	0,12	0,0021	0,06	0,58	3,06	0,577	0,153	0,0263	0,0000	8,146E-04	-	-	-
MIN8	11,90	5,65	0,0060	12,97	1,00	90,00	4,000	5,470	3,2123	1,8751	4,000E-07	1,100E-06	0,00500	16,44720
dp	0,12	0,02	-	0,13	-	17,24	0,577	0,595	0,0544	0,0000	6,480E-03	-	-	-
IB8	10,80	5,66	0,0200	13,45	2,00	76,00	3,000	6,840	3,8863	1,6859	1,900E-06	1,000E-06	0,00580	1,35280
dp	1,15	0,02	0,0000	0,11	3,51	8,72	0,577	7,794	0,0380	0,0000	1,290E-03	-	-	-
UV8	11,00	5,64	0,0267	13,84	3,00	86,00	3,000	5,200	3,4650	1,8063	0,000E+00	1,300E-06	0,01200	1,68210
dp	0,49	0,02	0,0027	0,11	1,00	8,08	-	0,510	0,0380	0,0000	1,250E-03	-	-	-
SU8	9,60	6,45	0,0180	15,22	105,00	79,00	6,000	12,800	4,3917	6,0382	1,110E-05	1,600E-06	0,03390	1,99004
dp	0,96	0,10	0,0032	0,25	0,58	14,74	1,155	0,035	0,0151	0,0000	1,353E-02	-	-	-
VA8	9,30	6,34	0,0160	15,21	89,00	78,00	6,000	12,000	4,1390	6,4511	1,270E-05	2,100E-06	0,04330	1,34568
dp	0,15	0,08	0,0012	0,13	-	2,00	-	1,530	0,0151	0,0000	3,430E-03	-	-	-
BF8	9,10	6,37	0,0350	15,17	88,00	82,00	6,000	12,000	4,3075	6,2618	1,170E-05	1,900E-06	0,04950	1,35280
dp	-	-	-	-	-	1,15	0,577	1,530	0,0087	0,0000	4,740E-03	-	-	-
LM8	12,30	6,41	0,0430	13,15	42,00	112,00	6,000	7,200	4,8130	7,6897	5,100E-05	2,300E-06	0,06830	1,33500
dp	-	-	-	-	-	7,02	0,577	0,510	0,0231	0,0000	2,410E-03	-	-	-
CP8	11,70	6,51	0,0333	13,61	48,00	103,00	6,000	9,600	4,8972	7,6725	5,320E-05	2,400E-06	0,07450	1,76398
dp	-	-	-	-	-	89,77	1,000	0,092	0,1057	0,0000	9,333E-04	-	-	-
MIN9	11,90	6,39	0,0040	13,57	45,00	103,00	6,000	8,000	4,7287	7,5864	5,640E-05	2,600E-06	0,08080	16,44720
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
IB9	10,70	6,38	0,0163	13,96	66,00	82,00	10,000	9,120	7,2561	8,9455	3,280E-05	2,000E-06	0,08080	1,35280
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
UV9	10,70	6,57	0,0160	13,91	64,00	116,00	9,000	9,570	7,5088	7,9993	3,150E-05	2,100E-06	0,08710	1,68210
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SU9	11,10	6,63	0,0190	13,76	69,00	110,00	9,000	10,480	6,1609	8,2918	2,700E-05	2,200E-06	0,09640	1,99004
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
VA9	10,50	6,57	0,0090	14,37	18,00	36,00	7,000	6,400	3,3808	2,4084	1,520E-05	1,400E-06	0,01200	1,34568
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F9	10,20	6,65	0,0360	14,95	15,00	28,00	7,000	6,840	3,7178	2,2536	1,570E-05	1,300E-06	0,01520	1,35280
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LM9	9,70	6,68	0,0253	14,83	18,00	34,00	7,000	6,840	3,2965	2,3396	1,540E-05	1,400E-06	0,01830	1,33500
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CP9	12,60	6,74	0,0040	12,83	93,00	312,00	9,000	18,400	8,2671	3,7674	1,210E-05	2,500E-06	0,11210	0,00817

continuação															
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MN10	16,00	6,92	0,0163	12,85	96,00	374,00	9,000	17,600	8,4356	3,5954	1,220E-05	2,800E-06	0,10890	0,64970	
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
IB10	19,00	7,01	0,0160	12,75	107,00	350,00	10,000	17,600	8,4356	3,6986	1,230E-05	2,800E-06	0,11520	2,81952	
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
UV10	19,00	6,81	0,0190	13,63	31,00	46,00	9,000	5,910	7,2561	6,2790	1,320E-05	1,800E-06	0,06520	2,49200	
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
SU10	18,00	6,87	0,0090	14,57	38,00	62,00	9,000	6,840	7,5088	6,7779	1,380E-05	2,000E-06	0,06830	16,54733	
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
VA10	14,00	6,97	0,0360	14,54	42,00	50,00	9,000	6,580	7,5931	6,4855	1,170E-05	2,000E-06	0,07450	2,61406	
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
BF10	17,00	7,01	0,0253	12,88	12,00	158,00	18,000	6,840	7,7616	7,1564	1,850E-05	2,900E-06	0,14330	2,81952	
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
LM10	19,00	7,02	0,0277	12,86	12,00	216,00	17,000	7,480	7,5931	6,9499	1,690E-05	2,800E-06	0,15890	0,35367	
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
CP10	21,00	7,01	0,0073	12,87	12,00	208,00	16,000	6,380	7,3404	7,0876	2,110E-05	1,940E-05	0,16830	1,38899	
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
MN11	27,10	6,00	0,0290	10,66	96,00	34,00	1,000	5,160	0,1301	1,7891	4,800E-06	0,000E+00	-	0,04900	
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
IB11	22,00	5,91	0,0183	10,63	107,00	32,00	2,000	6,190	0,1301	2,0815	8,400E-06	0,000E+00	-	0,24600	
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
UV11	22,00	5,97	0,0400	10,60	31,00	38,00	2,000	4,130	0,1301	1,8235	6,400E-06	0,000E+00	-	0,01600	
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
SU11	22,00	5,85	0,0113	12,12	20,00	122,00	5,000	20,830	0,2773	4,8684	2,480E-05	4,000E-07	0,25460	0,23510	
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
VA11	17,00	5,97	0,0350	12,50	19,00	108,00	6,000	21,820	0,2889	5,2125	3,020E-05	6,000E-07	0,26930	2,32900	
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
BF11	23,00	5,11	0,0230	12,50	21,00	128,00	5,000	21,820	0,2811	4,9716	2,410E-05	6,000E-07	0,19580	2,45300	
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
LM11	24,00	6,63	0,0507	12,30	167,00	58,00	7,000	18,850	0,2501	6,4339	3,700E-05	3,000E-07	0,26930	2,98600	
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
CP11	24,00	6,69	0,0053	12,57	132,00	56,00	7,000	15,870	0,2347	6,6059	3,600E-05	3,000E-07	0,25460	0,01900	
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
MN12	23,00	6,59	0,0353	12,47	144,00	54,00	6,000	16,860	0,2424	6,5715	3,660E-05	2,000E-07	0,25460	0,04900	
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
IB12	23,00	7,45	0,0273	11,96	126,00	56,00	7,000	25,790	0,2540	3,3373	2,530E-05	2,000E-07	0,43090	0,02000	
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
UV12	24,00	7,52	0,0323	11,86	123,00	42,00	6,000	24,800	0,3160	3,2685	2,200E-05	5,000E-07	0,32800	0,01600	
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
SU12	24,00	7,39	0,0123	12,12	123,00	48,00	7,000	25,790	0,2811	3,0965	3,060E-05	4,000E-07	0,41620	0,03133	
dp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
VA12	19,00	6,30	0,0293	11,20	26,00	110,00	6,000	6,190	0,1301	2,1676	1,100E-06	3,000E-07	-	0,01533	



continuação

dp	0,01	-	1,5275	0,06	0,31	0,35	3,502	0,003	0,0472	0,0057	1,530E-03	2,650E-03	4,84934	4,84985
UV3	23,00	7,68	0,0410	7,48	28,00	130,00	12,000	13,060	5,6711	4,8739	0,000E+00	3,000E-06	0,26990	0,00327
dp	0,03	-	1,0000	0,06	0,31	0,10	1,011	0,004	0,0171	0,0040	1,730E-03	1,730E-03	12,49043	12,49103
SU3	21,50	7,66	0,0107	7,48	27,00	124,00	12,000	13,000	5,7664	4,8890	0,000E+00	2,900E-06	0,21170	0,00123
dp	0,09	-	3,0000	0,10	0,21	0,25	2,528	0,003	0,0262	0,0036	2,520E-03	5,774E-04	5,18084	5,18075
VA3	19,50	6,55	0,0313	10,12	5,00	64,00	10,000	5,000	2,9066	2,2924	0,000E+00	2,200E-06	0,17670	0,00449
dp	0,04	-	3,0551	-	0,12	0,25	2,544	0,006	0,0144	0,0057	4,040E-03	2,000E-03	12,59709	12,59658
BF3	21,90	6,60	0,0447	9,90	5,00	62,00	10,000	1,530	2,9066	2,2773	0,000E+00	2,400E-06	0,08360	0,00046
dp	0,08	-	6,0828	0,10	0,12	-	-	0,004	0,0119	0,0015	1,150E-03	9,170E-03	5,66662	5,66661
LM3	25,00	6,70	0,0303	10,12	25,00	66,00	10,000	3,060	2,6206	2,2622	0,000E+00	2,300E-06	0,13020	0,00074
dp	0,09	-	10,1160	0,15	0,47	-	-	0,004	0,0234	0,0065	3,060E-03	2,080E-03	7,18788	7,18817
CP3	26,00	7,56	0,0113	10,44	96,00	110,00	26,000	22,440	3,6692	2,6396	4,310E-05	2,300E-06	0,38630	0,00812
dp	0,03	-	1,5275	0,46	-	0,45	4,550	0,005	0,0087	0,0045	1,730E-03	4,580E-03	0,60442	0,60588
MIN4	21,00	7,58	0,0323	10,58	56,00	112,00	26,000	19,380	3,7645	2,6245	5,370E-05	2,400E-06	0,33970	0,00120
dp	-	0,01	-	0,10	-	19,01	0,361	0,002	0,0000	0,0051	-	-	-	-
IB4	21,00	7,36	0,0360	11,24	50,00	110,00	27,000	20,910	3,8599	2,6396	6,080E-05	2,300E-06	0,32810	0,00487
dp	-	0,01	1,0000	0,20	-	26,86	0,058	0,001	0,0000	0,0067	-	-	-	-
UV4	21,00	6,62	0,0410	10,40	12,00	190,00	13,000	14,280	7,7684	6,9271	1,850E-05	2,700E-06	0,94520	0,00432
dp	-	0,01	1,0000	0,06	-	12,22	0,153	0,002	0,0000	0,0067	-	-	-	-
VA4	19,50	6,82	0,0107	10,58	11,00	196,00	13,000	13,260	8,0543	6,9573	2,080E-05	2,700E-06	0,95680	0,00560
dp	-	0,02	0,5774	0,10	-	5,03	0,551	0,001	0,0000	0,0166	-	-	-	-
SU4	19,50	6,52	0,0313	10,62	12,00	204,00	14,000	13,770	7,9590	6,9120	3,020E-05	2,700E-06	1,10820	0,00401
dp	-	0,01	0,5774	0,10	-	9,24	0,250	0,001	0,0000	0,0088	-	-	-	-
BF4	17,50	6,75	0,0447	9,95	7,00	156,00	18,000	14,280	11,1049	5,7043	5,500E-06	3,400E-06	0,96840	0,00100
dp	-	0,03	2,8868	0,06	-	8,00	0,153	0,006	0,0000	0,0116	-	-	-	-
LM4	21,50	6,85	0,0303	9,95	17,00	188,00	17,000	14,280	11,1049	5,7345	0,000E+00	3,200E-06	1,03830	0,00281
dp	-	0,03	1,5275	0,15	-	5,03	0,050	0,002	0,0000	0,0154	-	-	-	-
CP4	22,00	6,98	0,0100	10,05	28,00	19,00	16,000	14,120	11,0095	5,9005	0,000E+00	3,200E-06	1,15470	0,00230
dp	-	0,01	3,0551	-	-	6,11	0,115	0,002	0,0000	0,0076	-	-	-	-



## A comunidade fitoplanctônica do rio Tibagi: uma abordagem preliminar de sua diversidade

Maria do C. Bittencourt-Oliveira

**ABSTRACT** – (The Tibagi River phytoplankton community: a preliminary study of its diversity) The numerous sources of pollutants along the Tibagi River, Paraná State, southern Brazil, are responsible for water and sediment contamination through organic and inorganic chemicals. These disturbances affect water quality and possibly are reflected on the phytoplanktonic community structure. The present study aimed to do floristic survey on the phytoplanktonic community during one year. A total of 202 taxa were recorded, of which 48.5% belong to the Desmidiaceae (Chlorophyta) order, 25.0% to the Bacillariophyceae class, 10.0% to the Chlorococcales (Chlorophyta) class and 16.5% to other groups (Euglenophyta, Cyanophyta, Chrysophyceae, Xanthophyceae and Volvocales).

Key words – Algae, Brazil, Limnology, Paraná State, phytoplankton, river, Tibagi River Basin.

### INTRODUÇÃO

Microalgas são organismos de grande importância em ecossistemas aquáticos, pois são responsáveis por parte da produção primária, a qual é repassada aos demais níveis tróficos. Nesses ecossistemas, as mudanças ambientais são mais rápidas e menos previsíveis em ambientes lóticos do que em ambientes lênticos (Hynes, 1970; Moore, 1977). Portanto, as algas, por estarem imersas no meio, podem ser sensíveis às propriedades físicas e à composição química do local onde vivem. As diversas fontes poluidoras presentes em um rio provocam alterações na qualidade da água, o que possivelmente reflete na estrutura da comunidade fitoplanctônica, sendo importante o conhecimento desse aspecto para a avaliação de impactos ocorridos e para a implementação de medidas visando o uso racional de um ecossistema. Em razão do importante papel que a comunidade fitoplânctônica desempenha no meio, vários pesquisadores têm se mobilizado para analisar a estrutura e a distribuição desses organismos nos diferentes ecossistemas aquáticos, ou seja, em rios, lagos, oceanos, açudes e represas. Grande parte dos trabalhos limnológicos trata de ambientes lênticos, mas, ultimamente, os ecossistemas lóticos têm sido intensamente investigados, enfocando-se diferentes aspectos.

O Brasil possui uma área hidrográfica extensa. Contudo, estudos florísticos de microalgas em ambientes

lóticos são raros ou incipientes (Barbosa *et al.*, 1995). Os trabalhos abordando rios e igarapés da região amazônica (como os rios Negro, Tapajós, Madeira e seus tributários) foram pioneiros para a região Norte do Brasil e mostram grande diversidade na comunidade fitoplanctônica. Dentre eles, destacam-se os trabalhos de Dickie (1881), Möbius (1892), Drouet (1938), Förster (1963; 1964; 1969; 1974), Scott *et al.* (1965), Thomasson (1971), Schmidt & Uherkovich (1973), Uherkovich (1976; 1981), Uherkovich & Rai (1979) e Uherkovich & Franken (1980), que registraram o predomínio e a riqueza de desmídias (Zygnemaphyceae, Chlorophyta) e diatomáceas (Bacillariophyceae, Heterokontophyta), inclusive propondo novos táxons. Na região Sudeste, destacam-se os trabalhos de Necchi Jr. & Pascoaloto (1993), Necchi Jr. *et al.* (1994), Necchi Jr. & Moreira (1995), Branco & Necchi Jr. (1996; 1998) e Branco *et al.* (1999), que abordam a distribuição e a composição da comunidade de macroalgas de rios na região sudoeste do estado de São Paulo.

Estudos florísticos em regiões próximas à região da bacia do rio Tibagi foram realizados por Bicudo *et al.* (1992; 1993), Ludwig & Flores (1995; 1997) e Train & Rodrigues (1997). Os trabalhos com material fitoplanctônico do rio Tibagi foram iniciados por Bittencourt-Oliveira (1993a; 1993b; 1997), Bittencourt-Oliveira & Castro (1993) e Bittencourt-Oliveira & Mecnas (1994). Bittencourt-Oliveira & Moura (2001), através da análise



das variáveis bióticas e abióticas, observaram a formação de dois agrupamentos distintos nesse rio: um, presente em localidades próximas às cabeceiras do rio (Ponta Grossa e Ipiranga), tem predomínio das desmídias; o outro, presente nas demais localidades, tem predomínio das diatomáceas.

Contudo, apesar dos esforços de diversos pesquisadores, pouco se conhece sobre o fitoplâncton de ambientes lóticos tropicais. Muitas espécies encontradas nesses ambientes são cosmopolitas (Ruttner, 1952), visto que a variação de temperatura no ambiente aquático durante as estações do ano é bem menor que no ambiente terrestre. Por outro lado, Komárek & Comas (1984) concluem que, seguramente, existem mais espécies de algas de água doce que ocorrem apenas em regiões tropicais do que se supõe atualmente.

O objetivo deste estudo foi inventariar a comunidade de microalgas planctônicas presente ao longo do rio Tibagi durante o período de um ano, bem como contribuir para o estudo da diversidade de microalgas de ambientes lóticos.

## MATERIALE MÉTODOS

### Pontos de Amostragem

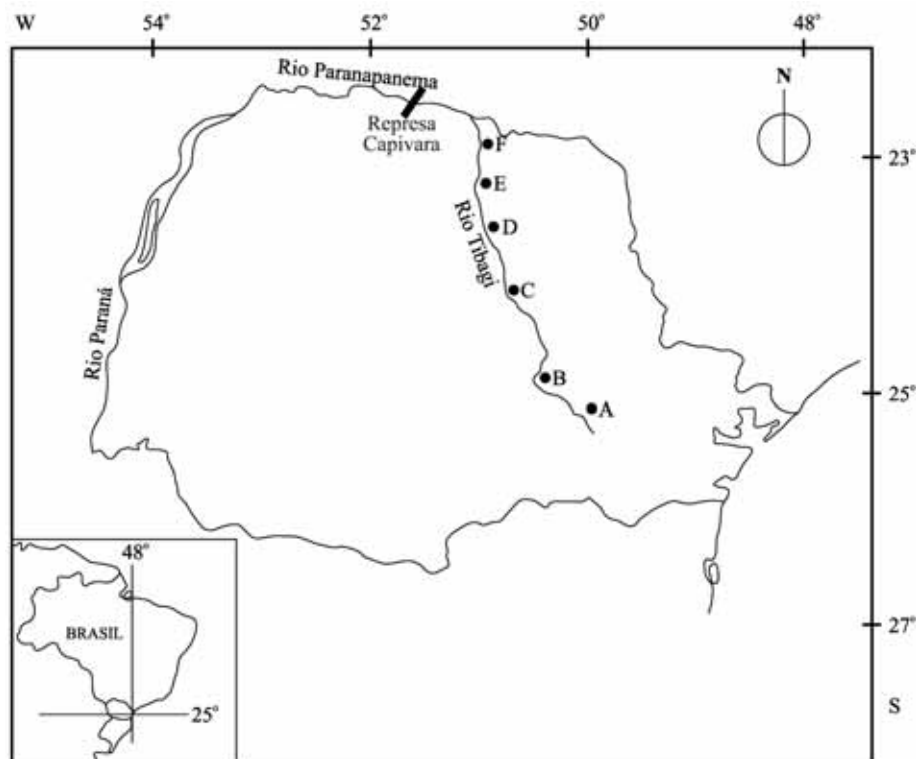
O material estudado foi proveniente de quatro regiões de coleta, obtidas através da análise de agrupamento hierárquico aglomerativo a partir de variáveis ambientais. Dentro dessas regiões foram escolhidas seis localidades (fig. 1), considerando-se a topografia, a vegetação cir-

cundante, fontes poluidoras e pontos extremos a jusante e a montante: Ponta Grossa, Ipiranga, Telêmaco Borba, Sapopema, Londrina e Sertanópolis.

Ponta Grossa foi o ponto amostrado mais a montante. O rio Tibagi é formado por diversas nascentes provenientes das rochas de um cânion e por pequenos riachos originados nas matas próximas. A declividade do leito diminui bruscamente a jusante, porém o rio permanece dentro do leito principal. A largura do rio, nesse ponto de coleta, é de aproximadamente 20 m, e a profundidade varia de 1,5 a 2,5 m. O fundo é composto por rochas pouco consolidadas e areia de alta granulidade. A água esteve transparente, com a luz penetrando até o fundo do rio, durante o período amostrado. Na margem direita ocorre uma larga faixa de mata e, na margem esquerda, os terrenos são utilizados para a pecuária.

Ipiranga situa-se próximo às cabeceiras do rio Tibagi. Nesse local, o rio tem largura aproximada de 60 m, profundidade de 5 m e correnteza moderada. A topografia marginal é representada por algumas regiões de várzeas, que alagam no período chuvoso e drenam no período seco. A vegetação ciliar é composta por árvores e arbustos, e áreas circunvizinhas são utilizadas para atividades agropastoris. Nas épocas chuvosas ocorre um aumento significativo do nível das águas, propiciando a formação de áreas alagadas mais extensas.

Em Telêmaco Borba o rio Tibagi apresenta largura de 100 m e profundidade de cerca de 4 m. A grande quantidade de rochas no fundo do rio, associada a uma declividade acentuada, proporciona a formação de



**Figura 1.** Localização das estações de coleta ao longo do rio Tibagi: **A** - Ponta Grossa; **B** - Ipiranga; **C** - Telêmaco Borba; **D** - Sapopema; **E** - Londrina; **F** - Sertanópolis.

diversos trechos com corredeiras. Nessa região o rio encontra-se totalmente em seu leito. Na margem direita há uma extensa mata ciliar nativa, enquanto que a margem esquerda é totalmente desprovida de vegetação e ocupada pela população urbana. A terra que margeia o rio é usada para a agropecuária, a extração de areia e o reflorestamento. No local situa-se uma indústria de papel e celulose que lança resíduos nesse ecossistema, tais como fibras vegetais e substâncias químicas utilizadas no processamento do papel. O ponto de amostragem localizou-se a jusante do despejo dos resíduos e próximo às corredeiras.

A região de Sapopema apresenta relevo mais acidentado, devido à influência da região serrana. O rio Tibagi atravessa um vale sinuoso, mas não há terrenos típicos de várzeas. Existem algumas ilhas, e alternância de remansos e fortes corredeiras. São encontrados trechos com profundidade de 15 m e largura aproximada de 300 m. A vegetação ciliar no ponto onde foi realizada a coleta é bastante reduzida e fragmentada. A terra é utilizada para a agricultura e, principalmente, para a pecuária. Próximo ao ponto de coleta existe uma área de extração de areia, atividade que constitui o principal meio de subsistência das populações ribeirinhas.

Na região de Londrina o rio Tibagi está próximo às desembocaduras de outros rios e possui fortes corredeiras, remansos e ilhotas. O rio apresenta, nesse trecho, largura de 100 m e profundidade média de 5 m. No local de coleta a vegetação ciliar é extremamente reduzida, pois a maioria dos terrenos é cultivada até a margem do rio e pequena parte é utilizada para a pecuária. Em decorrência disso, em diversos pontos o solo apresenta-se erodido. Esse processo é agravado pela forte declividade existente no local, associado ao fluxo da corrente das águas em direção à área marginal durante as chuvas.

No ponto de coleta em Sertãoópolis, o rio Tibagi apresenta grande influência do represamento do rio Paranapanema e, por isso, a velocidade da correnteza é mais lenta que nos outros pontos, definindo um ambiente com características semelhantes às de ambientes lênticos. O rio apresenta uma largura média de 500 m e, na porção central, tem profundidade de até 25 m. Nas margens encontra-se vegetação aquática (macrófitas aquáticas enraizadas com folhas emergentes e flutuantes). Os terrenos adjacentes são utilizados quase que totalmente para os cultivos de cana-de-açúcar e soja, que se estendem até a margem do rio.

### Amostragens

Em cada localidade foi plotada uma estação de coleta na parte mediana do leito do rio. As amostragens foram realizadas sazonalmente, em período compreendendo duas épocas de seca (abril e agosto de 1990, correspondendo às estações de outono e inverno, respectivamente)

e duas épocas de chuva (novembro de 1990 e fevereiro de 1991, referentes ao verão e ao inverno, respectivamente). As épocas secas foram caracterizadas por temperaturas variando entre 13 e 26°C (no outono) e entre 14 e 18°C (no inverno), com poucas precipitações. Nas épocas chuvosas as temperaturas variaram de 18 a 24°C (na primavera) e de 20 a 30°C (no verão), apresentando elevado índice de precipitação.

Foram realizadas, ao mesmo tempo, as coletas de amostras destinadas à análise qualitativa do fitoplâncton e aquelas destinadas à análise das características físicas e químicas da água (temperatura da água), de pH, condutividade elétrica, sólidos totais, oxigênio dissolvido, alcalinidade, turbidez, nitrogênio total, ortofosfato. Foram realizadas, ainda, as análises de coliformes totais e demanda bioquímica de oxigênio e a análise do coeficiente de extinção da luz. As amostras de fitoplâncton foram coletadas na subsuperfície com rede de plâncton de 30 µm de abertura de malha e preservadas na proporção de 1:1 com solução Transeau (água: álcool comercial: formol – 6:3:1). As análises físicas e químicas da água foram realizadas segundo metodologia de Lind (1985). Foram determinados, em campo, durante as coletas, os seguintes parâmetros: temperatura da água (medida através de termômetro), pH (medido através de potenciômetro digital, marca Micronal, modelo B250), condutividade elétrica (medida através de condutivímetro digital, marca Digimed, modelo CD21), oxigênio dissolvido (método de Winkler, segundo Golterman *et al.*, 1978) e coeficiente de penetração de luz (utilizando disco de Secchi).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Diversidade do Fitoplâncton

Um total de 202 táxons foram registrados durante o período amostrado (ver apêndice). Desse total, 48,5% pertenciam à ordem Desmidiata (classe Zygnemaphyceae), 25% à classe Bacillariophyceae, 10% à ordem Chlorococcales (classe Chlorophyceae) e 16,5% (outros) dos táxons referiam-se a Euglenophyta, Cyanophyta, Chrysophyceae, Xanthophyceae e Volvocales (ver pranchas 1 a 17, em anexo).

Ponta Grossa e Ipiranga, localidades que se situam próximas às cabeceiras, na região do alto Tibagi, apresentaram predomínio de desmídias. Por outro lado, as clorococcales e euglenofíceas predominaram nos pontos de coleta das localidades de Telêmaco Borba e Sapopema, no médio Tibagi, região onde há influência maior dos dejetos da indústria de papel. As diatomáceas compuseram, quase que exclusivamente, o fitoplâncton na região de Londrina, provavelmente devido à baixa penetração de luz na água. As volvocales ocorreram no ponto de coleta com características lênticas próximas à foz (Sertãoópolis).

Cinco espécies ocorreram ao longo do rio Tibagi em todas as localidades amostradas e independente das estações climáticas: *Closterium jenneri*, *Closterium setaceum*, *Spondylosium desmidiiforme*, *Eudorina elegans* e *Aulacoseira granulata*. *Closterium* (Desmidiiales, Chlorophyta) foi o gênero que apresentou o maior número de espécies, seguido por *Cosmarium* (Desmidiiales, Chlorophyta): 21 e 14 espécies, respectivamente.

### Caracterização Sazonal

Na tabela 1 estão listados, por localidade, os táxons presentes em todas as estações climáticas do ano.

A ocorrência dos táxons nas épocas de chuva e de seca foi de 93 e 72%, respectivamente, não apresentando clara relação com a composição fitoplanctônica. Nas épocas chuvosas ocorreu uma maior concentração de nutrientes (tab. 2) vindos do ambiente terrestre e das várzeas, permitindo o aumento da riqueza da comunidade fitoplanctônica. As desmídias foram dominantes nas estações de outono, primavera e verão, seguidas pelas diatomáceas. As diatomáceas dominaram no inverno, seguidas pelas desmídias (fig. 2).

### Distribuição Geográfica e Variáveis Ambientais

A ocorrência das espécies nas localidades e nas estações climáticas amostradas encontra-se no apêndice, e o número de representantes, por categoria, na figura 3. As variáveis ambientais encontram-se na tabela 2.

A região compreendendo Ponta Grossa e Ipiranga apresentava matas nativas, regiões de várzea e ausência de fontes poluidoras. Houve, aí, predomínio quase absoluto das desmídias (ordem Desmidiiales) (fig. 2), que são freqüentes em ambientes mais frios, com alta penetração de luz, pH ácido e sem poluição antrópica.

Nas estações de coleta, em Ponta Grossa e Ipiranga houve menor concentração de sólidos totais e maior penetração de luz no ecossistema. Além disso, as margens do rio são mais preservadas, com matas ciliares

mais densas, o que diminui a erosão e possibilita um maior aporte, para o rio, de ácidos húmicos provenientes das regiões marginais, devido à decomposição de restos vegetais, promovendo condições mais favoráveis ao desenvolvimento dessas comunidades. Nessas localidades, os valores de pH foram abaixo de 6,7 e houve a formação de várzeas, que podem ser fonte de inóculos de desmídias para o ambiente lótico, devido à declividade do terreno. Em Ponta Grossa, a montante do local de coleta existem pequenas quedas d'água formadas por rochas, e nascentes que se originam das rochas de um cânion, o que aumenta a circulação da água. Em estudo realizado em três lagos em Minnesota, nos Estados Unidos, a circulação da água foi relacionada ao tamanho das células: em lagos dimíticos, as células variaram de 9 a 300 µm de comprimento; entretanto, em lagos meromíticos a variação foi, apenas, de 9 a 40 µm de comprimento (Baker, 1973). A análise qualitativa da comunidade de desmídias do rio Tibagi corroborou o estudo de Baker: a ampliação da faixa de variação morfométrica é diretamente proporcional ao maior movimento das águas, seja pela circulação ou pela correnteza. As desmídias encontradas variaram de 12,5 (*Cosmarium*) a 960 µm de comprimento (*Pleurotaenium*).

A predominância das desmídias também foi constatada em grandes rios da Amazônia por Schmidt & Uherkovich (1973), Förster (1963; 1964; 1969; 1974) e Thomasson (1971), que encontraram um maior número de espécies de desmídias presentes no plâncton em diferentes regiões de rios amplos e extensos dessa região, em relação aos representantes de outros grupos de algas. Muitas espécies encontradas no plâncton de rios foram, provavelmente, originadas de corpos d'água marginais, que dependem do regime hidrológico para suprir o ecossistema lótico com esses organismos. Quando chove, esses corpos marginais são drenados e alcançam o leito dos rios (Brook, 1981). Nas localidades de Ponta Grossa e Ipiranga, a existência de matas ciliares preservadas pode explicar a presença massiva das desmídias, pois os ácidos húmicos provenientes do ecossistema terrestre reduzem o pH e propiciam um ambiente favo-

**Tabela 1.** Táxons presentes em todas as estações climáticas, no período amostrado, por localidade, ao longo do rio Tibagi. PG = Ponta Grossa; IP = Ipiranga; TB = Telêmaco Borba; SP = Sapopema; LO = Londrina; SE = Sertãoópolis.

Táxon	PG	IP	TB	SP	LO	SE
<i>Aulacoseira ambigua</i>						x
<i>Aulacoseira granulata</i>			x			x
<i>Bambusina brebissonii</i>	x	x				
<i>Closterium jenneri</i>				x		
<i>Closterium setaceum</i>		x		x		
<i>Eudorina elegans</i>			x			x
<i>Melosira varians</i>			x			
<i>Mougeotia</i> sp.		x				
<i>Pediastrum duplex</i>			x	x		x
<i>Staurodesmus cuspidatus</i> var. <i>divergens</i>			x			
<i>Synedra ulna</i>			x		x	

**Tabela 2.** Variáveis ambientais do rio Tibagi durante o outono, o inverno, a primavera e o verão nas localidades de Ponta Grossa (PG), Ipiranga (IP), Telêmaco Borba (TB), Sapopema (SP), Londrina (LO) e Sertãoópolis (SE).

Local	Estação do ano				
	Outono	Inverno	Primavera	Verão	Verão
	Coliformes totais (NMP 100 mL <sup>-1</sup> )				
PG	40.000	3.000	40.000	3.000	0,280
IP	60.000	390.000	10.000	3.000	0,320
TB	49.333	15.333	90.000	3.000	0,300
SP	23.000	3.000	110.000	3.000	0,200
LO	596.667	54.333	250.000	3.000	0,610
SE	23.667	23.333	136.667	3.000	0,690
	pH				
	6,0	6,3	6,8	6,5	0,000
	6,5	6,7	6,1	5,8	0,015
	6,2	6,3	5,9	7,0	0,270
	6,5	6,2	6,1	7,7	0,050
	6,1	6,2	6,9	6,3	0,410
	6,5	6,4	6,1	6,3	0,370
	Nitrogênio total (mg L <sup>-1</sup> )				
	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	0,228	0,000	0,015	0,015	0,320
	0,000	0,060	0,270	0,300	0,200
	0,160	0,220	0,410	0,610	0,610
	0,110	0,000	0,370	0,690	0,690
	Temperatura da água (°C)				
	20,0	13,5	20,0	20,0	22,0
	21,0	16,0	24,0	24,0	21,0
	20,6	13,0	23,0	23,0	22,1
	20,6	14,0	21,0	21,0	24,0
	19,3	15,0	23,2	23,2	28,6
	25,8	14,0	23,5	23,5	29,0
	Demanda bioquímica de oxigênio (mg L <sup>-1</sup> )				
	1,0	1,9	3,9	0,8	0,8
	0,8	3,0	1,9	1,2	1,2
	6,2	1,9	2,5	1,2	1,2
	1,9	4,0	3,9	3,3	3,3
	2,9	4,5	2,6	1,5	1,5
	11,9	0,9	1,2	1,7	1,7
	Sólidos totais (mg L <sup>-1</sup> )				
	11.000	4.000	82.000	21.000	8.800
	43.000	71.000	23.000	73.000	8.020
	56.000	22.333	74.333	65.000	7.320
	57.000	48.000	91.667	50.000	6.537
	192.333	66.000	271.333	88.000	7.657
	45.000	39.000	41.000	67.000	4.870
	Oxigênio dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )				
	8,800	9,000	6,800	7,000	8,800
	8,020	9,200	4,200	6,700	8,020
	7,320	9,533	7,500	6,533	7,320
	6,537	10,133	8,300	7,467	6,537
	7,657	8,933	7,200	6,800	7,657
	4,870	10,600	6,667	7,233	4,870
	Alcalinidade (mEq L <sup>-1</sup> )				
	3,0	3,0	8,0	5,0	1,89
	11,0	7,0	4,0	6,0	4,25
	11,0	7,0	8,0	8,0	2,43
	12,0	7,0	9,0	9,0	4,25
	14,0	9,0	9,0	11,0	17,00
	21,0	8,0	14,0	14,0	2,83
	Coeficiente de extinção da luz				
	0,85	3,40	8,50	4,25	1,14
	3,40	4,25	5,67	3,40	8,50
	4,25	5,67	8,50	5,67	4,25
	5,67	8,50	17,00	8,50	5,67
	3,40	4,25	17,00	8,50	3,40
	4,25	4,25	4,25	3,40	4,25
	Conductividade (µS cm <sup>-1</sup> )				
	8,9	10,9	11,8	10,5	8,9
	29,6	24,2	23,5	23,8	29,6
	28,5	25,7	23,4	25,9	28,5
	40,1	24,8	25,6	30,1	40,1
	46,1	31,1	43,0	40,1	46,1
	60,4	32,4	38,1	43,6	60,4
	Turbidez (FTU)				
	5.500	10.000	63.000	5.500	5.500
	29.000	25.000	5.500	140.000	29.000
	14.667	12.333	47.667	14.667	14.667
	33.333	22.667	44.333	11.000	33.333
	38.667	8.333	23.400	44.000	38.667
	22.667	21.667	26.000	49.330	22.667

A comunidade fitoplanctônica do rio Tibagi: uma abordagem preliminar de sua diversidade

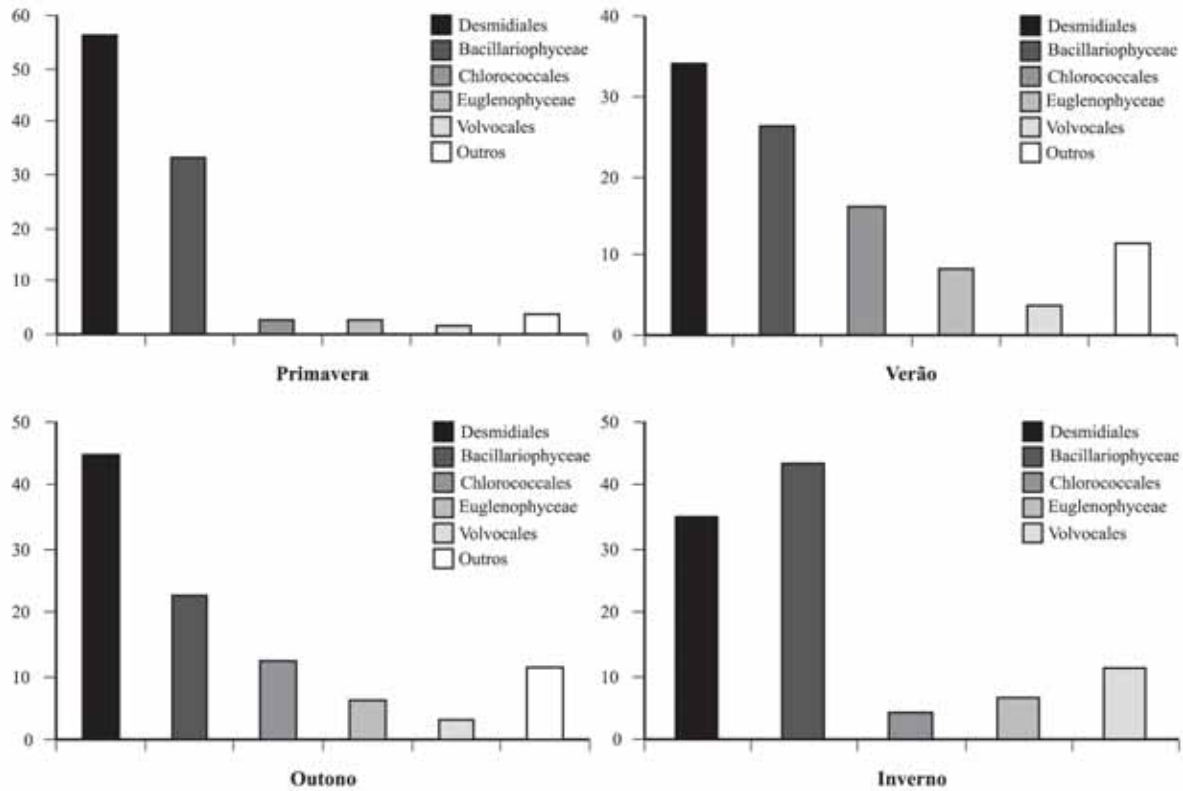


Figura 2. Distribuição dos grupos de algas encontradas no plâncton do rio Tibagi durante as estações climáticas de primavera, verão, outono e inverno.

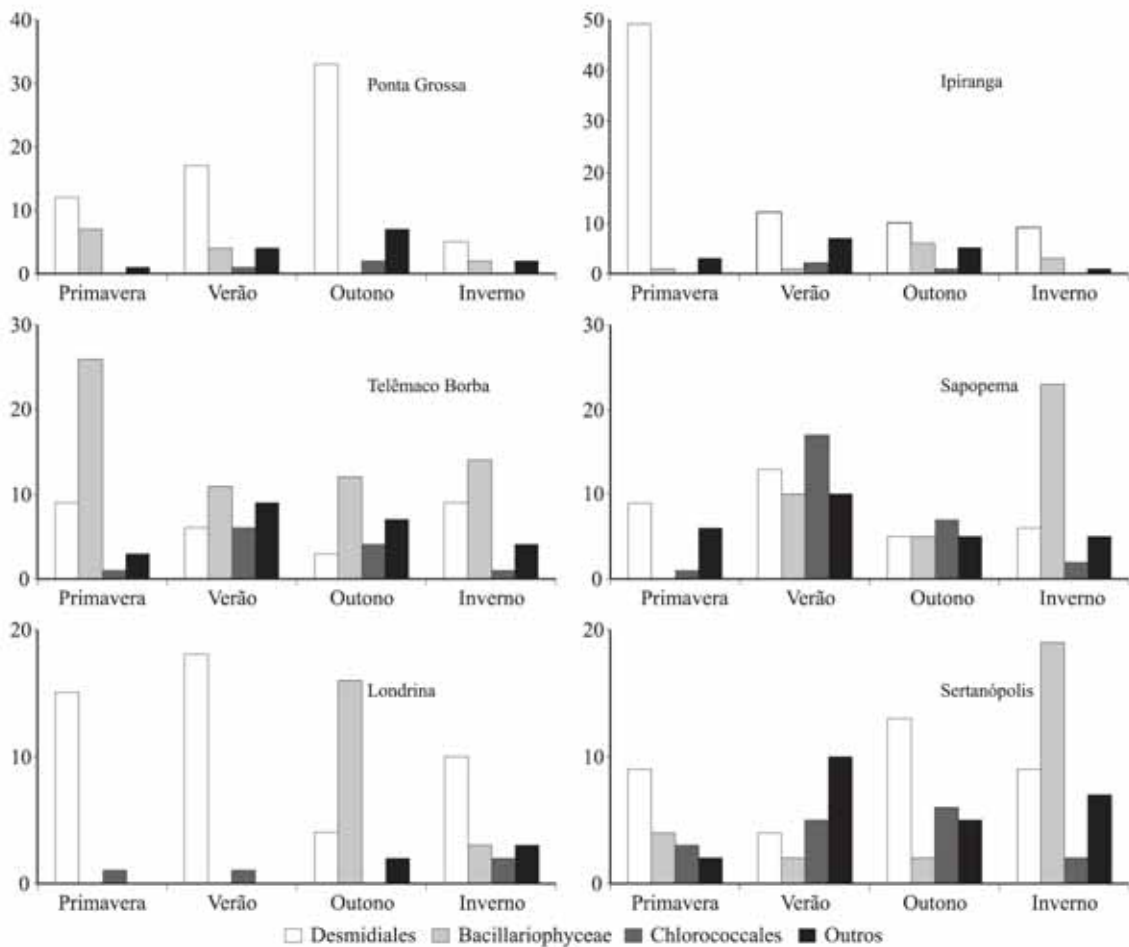


Figura 3. Número de táxons de microalgas presentes no rio Tibagi nas localidades de Ponta Grossa, Ipiranga, Telêmaco Borba, Sapopema, Londrina e Sertanópolis durante as estações climáticas.

rável ao seu desenvolvimento. Os inóculos de desmídias do metafíton provenientes de pequenos riachos e de outros corpos d'água próximos a essas estações de coleta podem ser os responsáveis pela comunidade característica dessas localidades.

A partir de Telêmaco Borba, em direção à foz do rio Tibagi, encontram-se as localidades de Sapopema, Londrina e Sertãoópolis, onde foram constatadas modificações marcantes na paisagem desse sistema, tais como áreas devastadas, grandes monoculturas e pastagens, além das próprias cidades. A maior concentração de fontes poluidoras no rio, como esgotos domésticos e industriais, e a erosão de suas margens contribuíram para uma maior concentração de sólidos totais em suspensão, o que diminui a transparência da água, reduzindo a penetração de luz e alterando profundamente as comunidades fitoplanctônicas nesses locais. As diatomáceas são bem adaptadas à baixa penetração de luz, que é freqüente nessas localidades.

De todas as variáveis abióticas amostradas, talvez a incidência de luz seja a que mais esteve associada à composição e distribuição das comunidades planctônicas ao longo do rio Tibagi. Por outro lado, o aporte dos efluentes provenientes da indústria de papel e celulose parece não ter afetado excessivamente a comunidade fitoplanctônica. Talvez seu impacto tenha sido reduzido devido às características físicas e químicas próprias desse ecossistema, como velocidade de correnteza e concentração de oxigênio dissolvido altas. No entanto, a falta de preservação das matas ciliares e a ocupação desordenada das margens do rio, tanto pelas cidades como por atividades agropastoris pouco apropriadas, atingem diretamente a estrutura e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica.

Estes estudos preliminares mostram que são necessárias abordagens e análises mais aprofundadas, que envolvam mais parâmetros, um maior número de estações de coleta e que quantifiquem essas populações para que se possa confirmar esses dados e as respectivas inferências.

#### Referências Bibliográficas

- Baker, A.L. 1973. Microstratification of phytoplankton in three Minnesota lakes. PhD Thesis, University of Minnesota, USA.
- Barbosa, F.A.; Bicudo, C.E.M. & Huszar, V.L.M. 1995. Phytoplankton studies in Brazil: community structure, variation and diversity. In: Limnology in Brazil. J.G.Tundisi; C.E. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi (eds.). Brazilian Academy of Sciences/Brazilian Limnological Society, Rio de Janeiro. pp.19-36.
- Bicudo, C.E.M.; Bicudo, D.C.; Castro, A.A.J. & Picelli-Vicentim, M.M. 1992. Fitoplâncton do trecho a represar do rio Paranapanema (Usina Hidrelétrica de Rosana), Estado de São Paulo, Brasil. Rev. Bras. Biol., 52:293-310.
- Bicudo, D.C.; Bicudo, C.E.M.; Castro, A.A.J. & Picelli-Vicentim, M.M. 1993. Diatomáceas (Bacillariophyceae) do trecho a represar do rio Paranapanema (Usina Hidrelétrica de Rosana), Estado de São Paulo, Brasil. Hoehnea, 20:47-68.
- Bittencourt-Oliveira, M.C. 1993a. Ficoflórula do rio Tibagi, estado do Paraná, Brasil. I. Desmídias filamentosas e gêneros *Gonatozygon*, *Penium*, *Pleurotaenium* e *Tetmemorus* (Zygnemaphyceae). Semina: Ci. Biol./Saúde, 14:61-73.
- Bittencourt-Oliveira, M.C. 1993b. Ficoflórula do rio Tibagi, estado do Paraná, Brasil. III. *Actinotaenium*, *Cosmarium* e *Staurodesmus* (Zygnemaphyceae). Semina: Ci. Biol./Saúde, 14:86-95.
- Bittencourt-Oliveira, M.C. 1997. Fitoplâncton do rio Tibagi, estado do Paraná, Brasil: Nostocophyceae, Chlorophyceae, Euglenophyceae, Chrysophyceae e Tribophyceae. Hoehnea, 24:1-20.
- Bittencourt-Oliveira, M.C. & Castro, A.A.J. 1993. Ficoflórula do rio Tibagi, estado do Paraná, Brasil. II. Gênero *Closterium* (Zygnemaphyceae). Semina: Ci. Biol./Saúde, 14:74-85.
- Bittencourt-Oliveira, M.C. & Mecenas, P.R. 1994. Ficoflórula do rio Tibagi, estado do Paraná, Brasil. IV. *Staurastrum*, *Micrasterias* e *Xanthidium* (Zygnemaphyceae). Semina: Ci. Biol./Saúde, 15:133-152.
- Bittencourt-Oliveira, M.C. & Moura, A.N. 2001. Influence of abiotic variables and polluting source in the structure of the phytoplankton community in Tibagi river, Paraná state, south Brazil. Algolog. Stud., 101:73-93.
- Branco, C.C.Z. & Necchi Jr., O. 1996. Survey of stream macroalgae of eastern atlantic rainforest of São Paulo state, southeastern Brazil. Algolog. Stud., 80:35-57.
- Branco, L.H.Z. & Necchi Jr., O. 1998. Distribution of macroalgae in three tropical drainage basins of southeastern Brazil. Arch. Hydrobiol., 142:241-256.
- Branco, L.H.Z.; Necchi Jr., O. & Branco, C.C.Z. 1999. Cyanophyceae from lotic ecosystems of São Paulo state, southeastern Brazil. Algolog. Stud., 94:63-87.
- Brook, A.J. 1981. The biology of desmids. In: Botanical monographs. v. 16. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Dickie, G. 1881. Notes on the algae from the Amazons and its tributaries. J. Linn. Soc., sér. Bot., 18:123-132.
- Drouet, F. 1938. The brazilian Myxophyceae 2. Am. J. Bot., 25:657-666.
- Förster, K. 1963. Desmidiaceen aus Brasilien. 1: Nord-Brasilien. Revue Algologique, nov. sér., 7:38-92.
- Förster, K. 1964. Desmidiaceen aus Brasilien. 2: Bahia, Goyaz, Piahy und Nord-Brasilien. Hydrobiologia, 23:321-505.
- Förster, K. 1969. Amazonische Desmidiaceen, 1: Areal Santarém. Amazoniana, 2:5-231.
- Förster, K. 1974. Amazonische Desmidiaceen. 2: Areal Maués-Abacaxis. Amazoniana, 5:135-242.
- Golterman, H.L.; Clymo, R.S. & Ohmstad, M.A.M. 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters. IBP Handbook 8. Blackwell Scientifications, Oxford.
- Hynes, H.B.N. 1970. The ecology of running waters. Liverpool University Press, Toronto.
- Komárek, J. & Comas, A. 1984. Areas of distribution of coccal algae in relation to the algae flora of Cuba. Phycol. Lat. Amer., 2:133-167.
- Lind, O.T. 1985. Handbook of common methods in limnology. Hunt Publishing Company, St. Louis.
- Ludwig, T. & Flores, T. 1995. Diatomoflórula dos rios da região a ser inundada para a construção da Usina Hidrelétrica de Segredo, PR. I. Coscinodiscophyceae, Bacillariophyceae (Achnanthes e Eunotiales) Fragilariophyceae (*Meridion* e *Asterionella*). Arq. Biol. Tecnol., 38:631-650.
- Ludwig, T. & Flores, T. 1997. Diatomoflórula dos rios da região a ser inundada para a construção da Usina Hidrelétrica de Segredo, PR. Fragilariophyceae (*Fragilaria* e *Synedra*). Hoehnea, 24:55-65.
- Möbius, M. 1892. Über einige brasilianische algen. Bericht der deutschen botanischen gesellschaft, 10:17-26.
- Moore, J.W. 1977. Seasonal succession of algae in rivers. II. Examples from highland water, a small woodland stream. Arch. Hydrobiol., 80:160-171.
- Necchi Jr., O. & Moreira, J.C.L. 1995. Longitudinal distribution

- of macroalgae in two tropical lotic ecosystems from south-eastern Brazil. *Arch. Hydrobiol.*, 135:113-128.
- Necchi Jr., O. & Pascoaloto, D. 1993. Seasonal dynamics of macroalgae communities in a the Preto river basin, São Paulo, southeastern Brazil. *Arch. Hydrobiol.*, 129:231-252.
- Necchi Jr., O.; Pascoaloto, D. & Branco, L.H.Z. 1994. Distribution of macroalgae in a tropical river basin from southeastern Brazil. *Arch. Hydrobiol.*, 129:459-471.
- Ruttner, F. 1952. Planktonstudien der deutschen limnologischen Sunda expedition. *Arch. Hydrobiol.*, 21:1-274.
- Schmidt, G.W. & Uherkovich, G. 1973. Zur artenfülle des phytoplanktons in Amazonien. *Amazoniana*, 4:243-252.
- Scott, A.M.; Grönblad, R. & Croasdale, H.T. 1965. Desmids from the Amazon Basin, Brazil, collected by Dr. H. Sioli. *Acta Bot. fenn.*, 69:3-93.
- Thomasson, K. 1971. Amazonian algae. *Mémoires de l'Institute Royal des Sciences Naturelles de Belgique*, 86:1-57.
- Train, S. & Rodrigues, L.C. 1997. Distribuição espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica. In: A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, químicos, biológicos e socioeconômicos. A.E. Vazzoler; A.A. Agostinho & N.S. Hahn (eds.). Eduem, Maringá.
- Uherkovich, G. 1976. Algen aus den flüessen rio Negro und Tapajós. *Amazoniana*, 5:465-515.
- Uherkovich, G. 1981. Algen aus einigen gewässern Amazoniens. *Amazoniana*, 7:191-219.
- Uherkovich, G. & Franken, M. 1980. Aufwuchsalgen aus zentralamazonischen regenwaldbächen. *Amazoniana*, 7:49-79.
- Uherkovich, G. & Rai, H. 1979. Algen aus dem rio Negro und seinen nebenflüssen. *Amazoniana*, 6:611-638.

## Apêndice

Táxons presentes no rio Tibagi em diferentes localidades e estações climáticas ao longo de um ano. PG = Ponta Grossa; IP = Ipiranga; TB = Telêmaco Borba; SP = Sapopema; LO = Londrina; SE = Sertãozinho; 1 = Primavera; 2 = Verão; 3 = Outono; 4 = Inverno.

Táxon	PG	IP	TB	SP	LO	SE
<b>Divisão Chlorophyta</b>						
<b>Classe Chlorophyceae</b>						
<b>Ordem Desmidiatales</b>						
<i>Actinotaenium wolletii</i> (West & West) Teiling ex Ruzicka & Pouzar	2,3				4	
<i>Bambusina brebissonii</i> Kützing ex Kützing	1,2,3,4	1,2,3,4	1		4	
<i>Closterium abruptum</i> W. West var. <i>canadense</i> Bourrelly	2					
<i>Closterium acerosum</i> (Schrank) Ehrenberg ex Ralfs	2			3		3
<i>Closterium attenuatum</i> Ralfs		1				
<i>Closterium calosporum</i> Wittrock	3					
<i>Closterium closterioides</i> (Ralfs) Louis & Peeters var. <i>intermedium</i> (Roy & Bisset) Ruzicka	3	3				
<i>Closterium cynthia</i> De Notaris		1,3				
<i>Closterium ehrenbergii</i> Meneghini ex Ralfs	1	1,3				3
<i>Closterium incurvum</i> Brébisson		2				
<i>Closterium jenneri</i> Ralfs	3	3	2,4	1,2,3,4	3,4	1,3
<i>Closterium juncidum</i> Ralfs	3					
<i>Closterium kuetsingii</i> Brébisson	3	1				
<i>Closterium limneticum</i> Lemmermann						
<i>Closterium lineatum</i> Ehrenberg ex Ralfs		2		2		4
<i>Closterium porrectum</i> Nordstedt var. <i>angustatum</i> West & West	2,3	1				
<i>Closterium pseudolanula</i> Borge	1					
<i>Closterium ralfsii</i> Brébisson ex Ralfs var. <i>gracilius</i> (Maskell) Krieger						
<i>Closterium rostratum</i> Ehrenberg ex Ralfs	2,3	1,3,4		3		4
<i>Closterium setaceum</i> Ehrenberg ex Ralfs	1,3	1,2,3,4		1,2,3,4	3	3
<i>Closterium striolatum</i> Ehrenberg	3	2,4				
<i>Closterium subjuncidiforme</i> Grönblad	3					
<i>Closterium turgidum</i> Ehrenberg		4				
<i>Cosmarium binum</i> Nordstedt	3				4	
<i>Cosmarium bioculatum</i> Brébisson	3	1,2				1,2,3
<i>Cosmarium canadense Irénée-Marie</i>	2		4		3	
<i>Cosmarium denticulatum</i> Borge var. <i>triangulare</i> Grönblad		1				
<i>Cosmarium moniliforme</i> (Turpin) Ralfs						
<i>Cosmarium nitidulum</i> De Notaris var. <i>javanicum</i> Krieger & Gerloff	2		4	1		
<i>Cosmarium pachydernum</i> Lundell						1
<i>Cosmarium polymorphum</i> Nordstedt						4
<i>Cosmarium pseudobroomei</i> Wolle	1,2,3		2	2	3	1,4
<i>Cosmarium pseudocoenatum</i> Nordstedt	3	1				
<i>Cosmarium pseudopyramidatum</i> Lundell var. <i>glabrum</i> van Oye						
<i>Cosmarium pyramidatum</i> Brébisson var. <i>stephani</i> Irénée-Marie	2			2		
<i>Cosmarium iritbulatum</i> Reinsch		1				



continuação

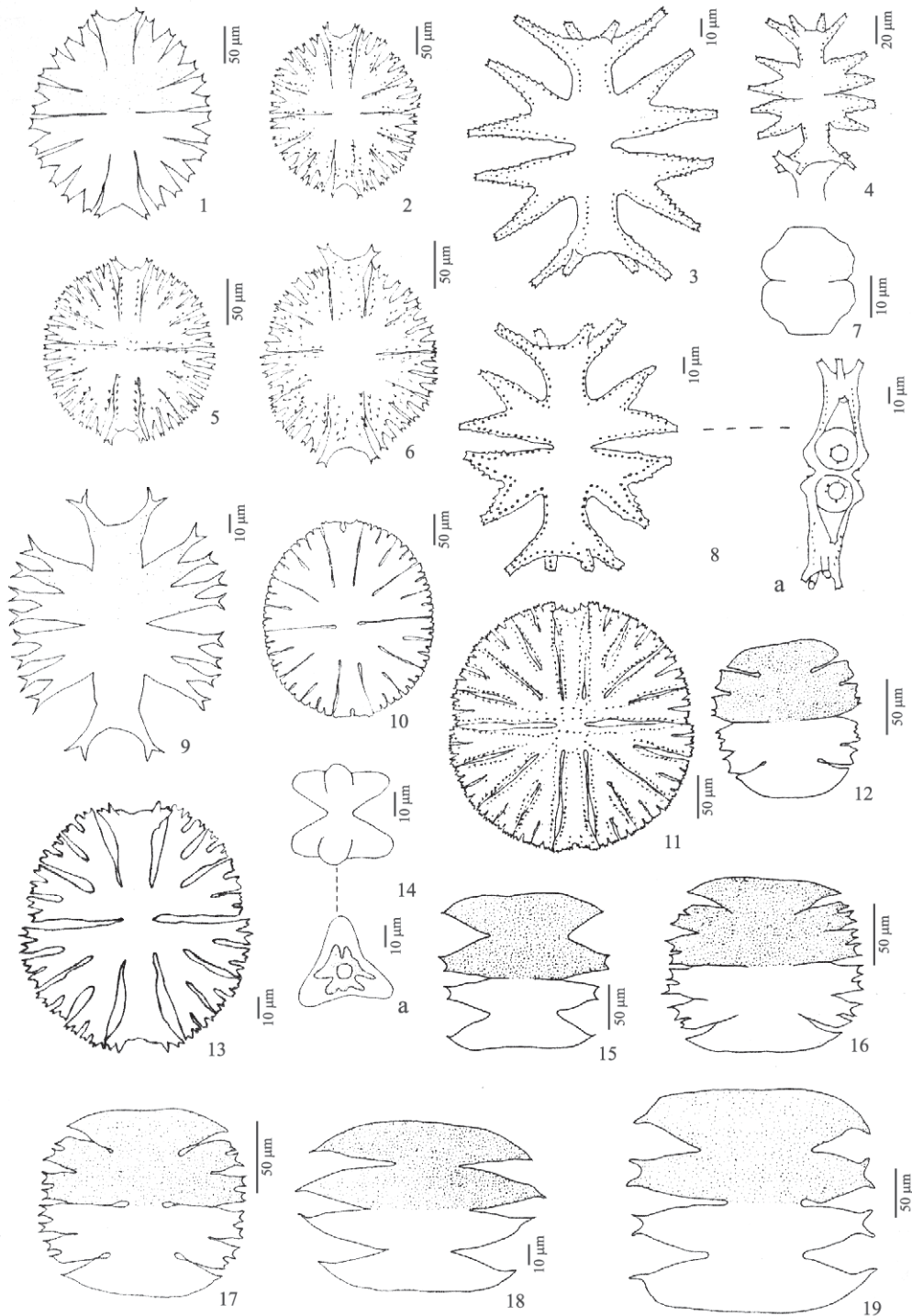
<i>Cosmarium trilobulatum</i> var. <i>abscissum</i> (Schmidle) Krieger & Gerloff	1					
<i>Cosmarium trilobulatum</i> f. <i>retusum</i> Gutwinski	1					
<i>Desmidiium baileyi</i> (Ralfs) Nordstedt	1,2,3	2, 3		1,2,3		
<i>Desmidiium graciliceps</i> (Nordstedt) Lagerheim	1	1				
<i>Desmidiium grevillei</i> (Kützing ex Ralfs) De Bary	3,4	2		1,4	4	4
<i>Desmidiium grevillei</i> var. <i>maius</i> Grönblad	2	2,3				
<i>Desmidiium swartzii</i> (C.A. Agardh) C.A. Agardh ex Ralfs f. <i>punctata</i> Irénée-Marie	2	2				
<i>Gonatozygon monotaenium</i> De Bary	3	3				
<i>Gonatozygon pilosum</i> Wolle	2	2				
<i>Groenbladia undulata</i> (Nordstedt) Förster	1,4	2				
<i>Hyalotheca dissiliens</i> (Smith) Brébisson ex Ralfs	1,4	1,3,4		1,4	2	2,4
<i>Hyalotheca dissiliens</i> f. <i>bidentula</i> (Nordstedt) Boldt	1	1		1,3	1	
<i>Micrasterias arcuata</i> Bailey var. <i>subpinnatifida</i> West & West						
<i>Micrasterias borgei</i> Krieger	1	3		1	1	
<i>Micrasterias denticulata</i> Brébisson ex Ralfs						
<i>Micrasterias laticeps</i> Nordstedt						1,2,4
<i>Micrasterias laticeps</i> var. <i>acuminata</i> Krieger						4
<i>Micrasterias mahabuleshwariensis</i> Hobson	1	1				3
<i>Micrasterias papillifera</i> Brébisson var. <i>glabra</i> Nordstedt	2	3				
<i>Micrasterias radians</i> Turner	1,2					
<i>Micrasterias radiosa</i> Ralfs var. <i>ornata</i> Nordstedt	1					
<i>Micrasterias rotata</i> (Greville) Ralfs ex Ralfs	1					
<i>Micrasterias suboblonga</i> Nordstedt	3					
<i>Micrasterias thomassiana</i> Archer var. <i>notata</i> (Nordstedt) Grönblad	3					
<i>Micrasterias torreyi</i> Bailey var. <i>nordstedtiana</i> (Hieronymus) Schmidle	1					
<i>Micrasterias truncata</i> (Corda) Brébisson ex Ralfs	1	3				
<i>Onychonema laeve</i> Nordstedt	3					1,3
<i>Penium margaritaceum</i> (Ehrenberg) Brébisson ex Ralfs var. <i>irregularis</i> West & West				2		
<i>Pleurotaenium cylindricum</i> (Turner) Schmidle var. <i>stulhmannii</i> (Hieronymus) Krieger	1					
<i>Pleurotaenium ehrenbergii</i> (Brébisson) De Bary var. <i>undulatum</i> Schaarschmidt	4					3
<i>Pleurotaenium nodosum</i> (Bailey) Lundell	1					
<i>Pleurotaenium ovatum</i> (Nordstedt) Nordstedt	1					
<i>Pleurotaenium trabecula</i> (Ehrenberg) Nägeli		2				
<i>Sphaeroszoma auberitanum</i> W. West						1,4
<i>Spondylosium desmidiiforme</i> (Borge) G.S. West	2,3	2,3,4		2,4	1,4	1,2
<i>Spondylosium pulchrum</i> (Bailey) Archer	1	1				
<i>Staurastrum alternans</i> (Brébisson) Ralfs	1				2,4	3
<i>Staurastrum avicula</i> Brébisson						
<i>Staurastrum borgesensei</i> Raciborski	1					
<i>Staurastrum gladiosum</i> Turner var. <i>delicatum</i> West & West	1,3					
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs & Ralfs var. <i>cyathiforme</i> West & West	4	1,4		1	1,2	3
<i>Staurastrum invocator</i> Thomasson					2	
<i>Staurastrum iversenii</i> Nygaard var. <i>americanum</i> Scott & Grönblad					2	
<i>Staurastrum leptacanthum</i> Nordstedt var. <i>borgei</i> Förster	1					
<i>Staurastrum rotula</i> Norstedt	1					

continuação		4	1	1,4	4	4
<i>Staurastrum sebaldi</i> Reinsch		4	1	1,4	4	4
<i>Staurastrum sebaldi</i> var. <i>ornatum</i> Nordstedt			1			
<i>Staurastrum setigerum</i> Cleve f. <i>major</i> Prescott et alii			1	1,2		1,3
<i>Staurastrum subzoniferum</i> Förster		2				
<i>Staurodesmus clepsydra</i> (Nordstedt) Teiling var. <i>obtusus</i> Nordstedt		3	1			
<i>Staurodesmus croasdaleae</i> Teiling		3		1,2,3,4	4	4
<i>Staurodesmus cuspidatus</i> (Brébisson) Teiling var. <i>divergens</i> Nordstedt		3	1			
<i>Staurodesmus glaber</i> (Ehrenberg) Teiling			1			
<i>Staurodesmus lobatus</i> (Börgesen) Bourrelly var. <i>ellipticus</i> (Fritsch & Rich) Teiling		1	1			
<i>Staurodesmus pilosporus</i> (Nordstedt & Loefgr.) Teiling var. <i>retusus</i> (Grönblad) Teiling		1	1	4	4	4
<i>Teimemorus brebissonii</i> (Meneghini) Ralfs ex Ralfs			1	1		
<i>Teimemorus laevis</i> (Kützing) Ralfs ex Ralfs		1,3	1			
<i>Xanthidium antilopaeum</i> (Brébisson) Kützing var. <i>triquetrum</i> Lundell			1			
<i>Xanthidium canadense</i> (Joshua) Förster			1			
<i>Xanthidium cristatum</i> Brébisson			1			
<i>Xanthidium forcipatum</i> Borge			3	1		
<i>Xanthidium mamillosum</i> (Grönblad) Förster var. <i>borgei</i>		1	1			
<b>Ordem Zygnematales</b>						
<i>Mougeotia</i> sp.		1,2,3	1,2,3,4	4	1,2,4	
<i>Spirogyra</i> sp.		1,2,3	2	2		3
<i>Microspora</i> sp.		3,4				
<i>Zygnema</i> sp.		2				
<b>Ordem Chlorococcales</b>						
<i>Ankistrodesmus</i> cf. <i>falcatus</i> (Corda) Ralfs				2		
<i>Coelastrum indicum</i> Turner		3	3			3
<i>Dicycosphaerium pulchellum</i> Wood		2	2	2,3		2
<i>Golenkinta radiata</i> Chodat				2,4		2,4
<i>Kirchneriella obesa</i> (W. West) Schmidle		2	3	2		3
<i>Lagerheimia ciliata</i> (Lagerheim) Chodat				2		
<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius				2		
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová				2		
<i>Oocystis</i> sp.				3		3
<i>Pediastrum biradiatum</i> Meyen			2	2		3
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen			2	2,3		3
<i>Pediastrum obtusum</i> Lucks			2	1,2,3,4	4	1,2,3,4
<i>Pediastrum simplex</i> Meyen		3		2		
<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen			2	2,3		1,3
<i>Scenedesmus bernardii</i> G.M. Smith			2	2		
<i>Scenedesmus</i> sp. 1				2,3		
<i>Scenedesmus</i> sp. 2				2,3		
<i>Scenedesmus</i> sp. 3				2,3		
<i>Selenastrum gracile</i> Reinsch		2	2,3	2	4	1,2
<b>Ordem Volvocales</b>						
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg		1,3	1,2	1,2,3,4	4	1,2,3,4
<i>Eudorina uniccocca</i> G.M. Smith				1,2	4	2

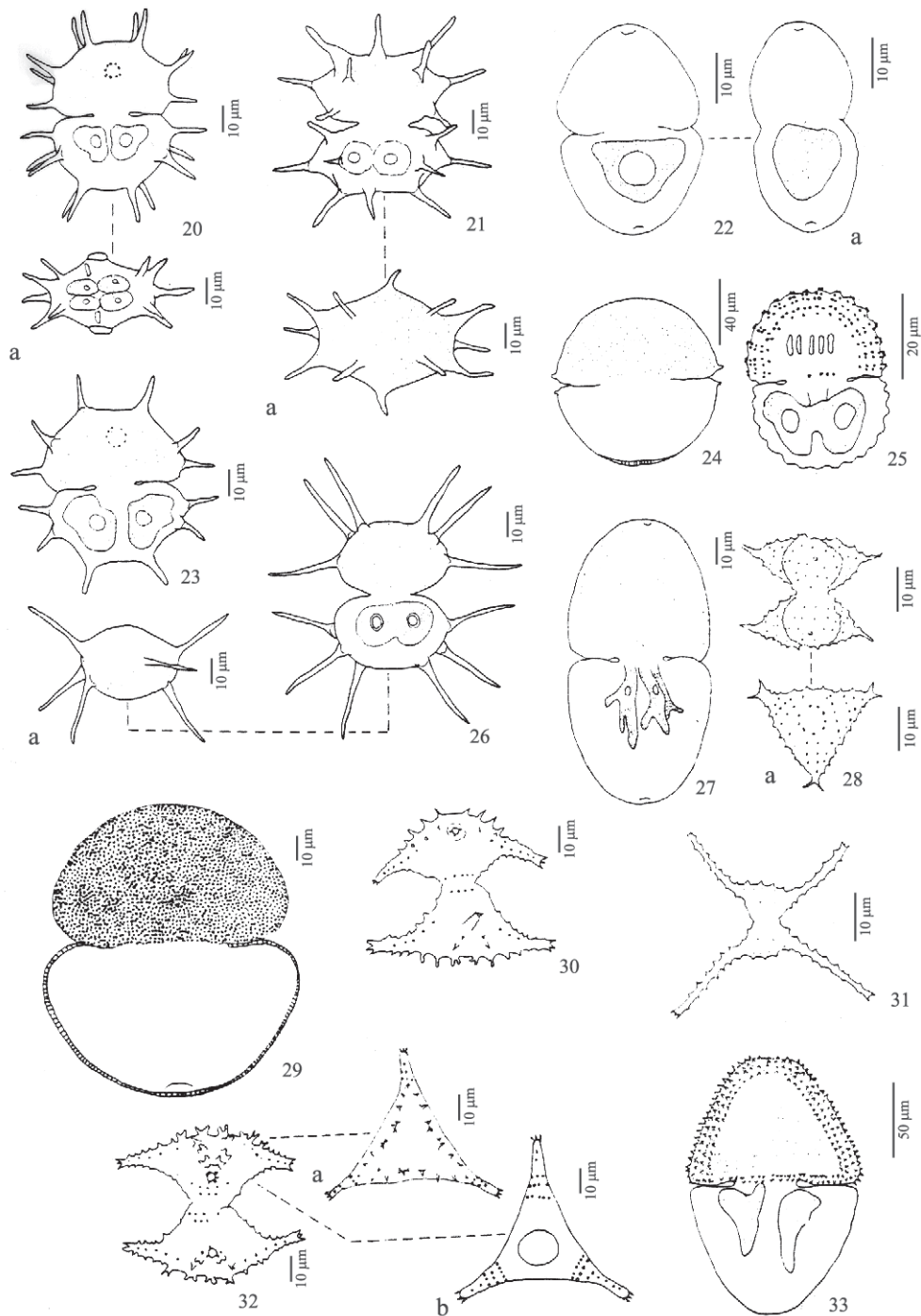
continuação									
<i>Pandorina morum</i> (O.F. Müller) Bory									2
<i>Pleodorina californica</i> Shaw									2,3
<i>Volulina pringsheimii</i> Starr									2,4
<b>Classe Oedogoniophyceae</b>									
<b>Ordem Oedogoniales</b>									
<i>Oedogonium</i> sp.	3,4		1,2,4	2,3,4	2,3,4				2,3,4
<b>Divisão Euglenophyta</b>									
<b>Classe Euglenaceae</b>									
<b>Ordem Euglenales</b>									
<i>Euglena acus</i> Ehrenberg	2								1
<i>Euglena oxyuris</i> Schmarida	2,3								
<i>Euglena spirogyra</i> Ehrenberg	2								
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg) Lemmermann	2								
<i>Phacus longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin	3		3	1	3				3
<i>Phacus</i> cf. <i>pseudonordstedtii</i>									1
<i>Strombomonas</i> cf. <i>verrucosa</i> (Daday) Deflandre			2	3	3				
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>allia</i> Drezepolski emend. Deflandre									
<i>Trachelomonas armata</i> (Ehrenberg) Stein	3		3	3	3				2
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenberg									2
<i>Trachelomonas</i> sp.			3						
<b>Divisão Cyanophyta</b>									
<b>Classe Cyanophyceae</b>									
<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli									4
<i>Cylindropermopsis raciborskii</i> (Woloszynska ex Geitler) Seenayya & Subba-Raju	2,3		4	2	2				
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen	3								
<i>Lyngbya putealis</i> Montagne	2,3								
<i>Oscillatoria princeps</i> Vaucher ex Gomont									
<b>Classe Chrysophyceae</b>									
<i>Synura</i> sp.	1		3,4	3					
<i>Mallomonas</i> sp.			4						
<i>Dinobryon cylindricum</i> Imhof									4
<i>Salpingoeca schilleri</i> Wawrik			4	4					4
<b>Classe Bacillariophyceae</b>									
<i>Actinella punctata</i> Lewis									
<i>Amphipleura lindiheimeri</i> Grunow									2
<i>Anomooneis serians</i> (Brébisson) Cleve			4	4	4				4
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen			1,3,4	2	3				1,2,3,4
<i>Aulacoseira ambigua</i> f. <i>spiralis</i> (Skuja) Ludwig	1								
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	4		1,2,3,4	2,4	2,3				1,2,3,4
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. Müller) Simonsen			2	3,4					
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) van Heurck			1						4
<i>Cymbella naviculiformis</i> (Auesrswald) Cleve			1						1,3
<i>Cymbella perpusilla</i> Cleve									1
<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch	1		3	2	1,2				
<i>Eunotia flexuosa</i> (Brébisson) Kützing	1,4		1,3,4	4	3				4

continuação									
<i>Eunotoia indica</i>	Grunow			3				3	
<i>Eunotoia monodon</i>	Ehrenberg		1	1,4	2,4			2	4
<i>Eunotoia pectinalis</i>	(Kützing) Rabenhorst			1					
<i>Eunotoia praerupta</i>	Ehrenberg			1	4				
<i>Eunotoia praerupta</i>	var. <i>bidens</i> (Ehrenberg) Grunow			1	4				
<i>Eunotoia serra</i>	Ehrenberg			1					
<i>Eunotoia zygodon</i>	Ehrenberg			1,3				1,2	4
<i>Fragilaria capucina</i>	Desmazières			4					
<i>Fragilaria capucina</i>	var. <i>fragilarioides</i> (Grunow) Ludwig & Flôres			1,2,4	4			4	3
<i>Frustulia rhomboides</i>	(Ehrenberg) De Toni		1	1					
<i>Frustulia rhomboides</i>	var. <i>crassinervia</i> (Brébisson) Ross			2					
<i>Gomphonema angustum</i>	C. A. Agardh			4					4
<i>Gomphonema augur</i>	Ehrenberg		2	4	4				
<i>Gomphonema gracile</i>	Ehrenberg			4	4			2	4
<i>Gomphonema parvulum</i>	(Kützing) Kützing			2,4	4			2,3	4
<i>Gyrosigma spencerii</i>	(Quekett) Griffith & Henfrey			3,4	3,4			1,3,4	4
<i>Hydrosera whampoensis</i>	(Schwartz) Deby		1						
<i>Melosira lineata</i>	(Dillwyn) C. A. Agardh			1				1,3	4
<i>Melosira nummuloides</i>	(Dillwyn) C. A. Agardh		1,3,4	1,2,3,4	2,3,4			1,2,3	1,4
<i>Melosira varians</i>	C. A. Agardh		3,4	1					
<i>Navicula angelica</i>	Ralfs			3,4				2	4
<i>Navicula disparalis</i>	Hustedt var. <i>rostrata</i> (Freguelli) van Landingham		2	1				1,2	1
<i>Navicula mutica</i>	Kützing			2	4			1,2	
<i>Navicula</i>	sp.1								
<i>Navicula</i>	sp.2								
<i>Navicula</i>	sp.3								
<i>Nitzschia levidensis</i>	(W. Smith) Grunow var. <i>victoriae</i> (Grunow) Cholnoky			1,2				1	
<i>Nitzschia palea</i>	(Kützing) W. Smith			2	4			1	4
<i>Nitzschia paleaformis</i>	Hustedt		1,2		4				
<i>Pinnularia borealis</i>	Ehrenberg			1					
<i>Pinnularia gibba</i>	Ehrenberg							2	
<i>Pinnularia mesolepta</i>	(Ehrenberg) W. Smith			1,3,4	4			3	
<i>Pinnularia maior</i>	(Kützing) Rabenhorst var. <i>minor</i>			1	4			2	
<i>Pleurosigma laevis</i>	(Ehrenberg) Compère		4	1	2,3,4			1,2,3	4
<i>Stauroneis leptostauron</i>	(Ehrenberg) Williams & Round			1	4				
<i>Stenopterobia</i>	sp.							4	
<i>Surirella biseriata</i>	Brébisson		1,2	1,2	2,4			3	
<i>Surirella linearis</i>	W. Smith var. <i>constricta</i> (Grunow) Ehrenberg			1,3,4	2,3				4
<i>Synedra goulardii</i>	(Brébisson) Brébisson				2			3	
<i>Synedra ulna</i>	(Nitzsch) Ehrenberg		1	1,2,3,4	2,3,4			1,2,3,4	4
<b>Divisão Heterokontophyta</b>									
<b>Classe Xanthophyceae</b>									
<i>Ishmochloron lobulatum</i>	(Nägel) Skuja			2				2,3	
<i>Pseudogoniochloris tripus</i>	(Pascher) Krienitz et alii				2,3				
<i>Tetraedriella regularis</i>	(Kützing) Fott			2					

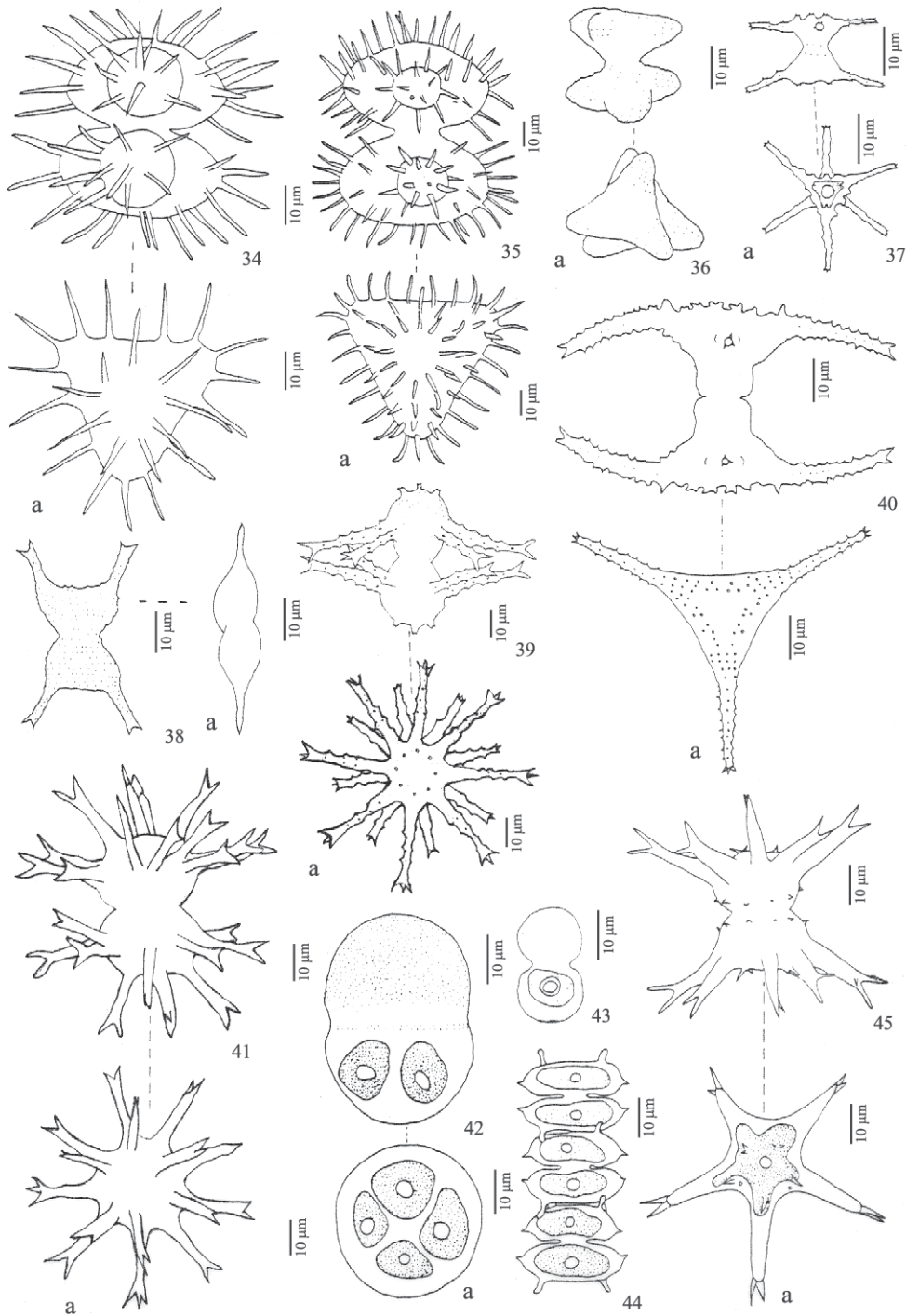
Anexo



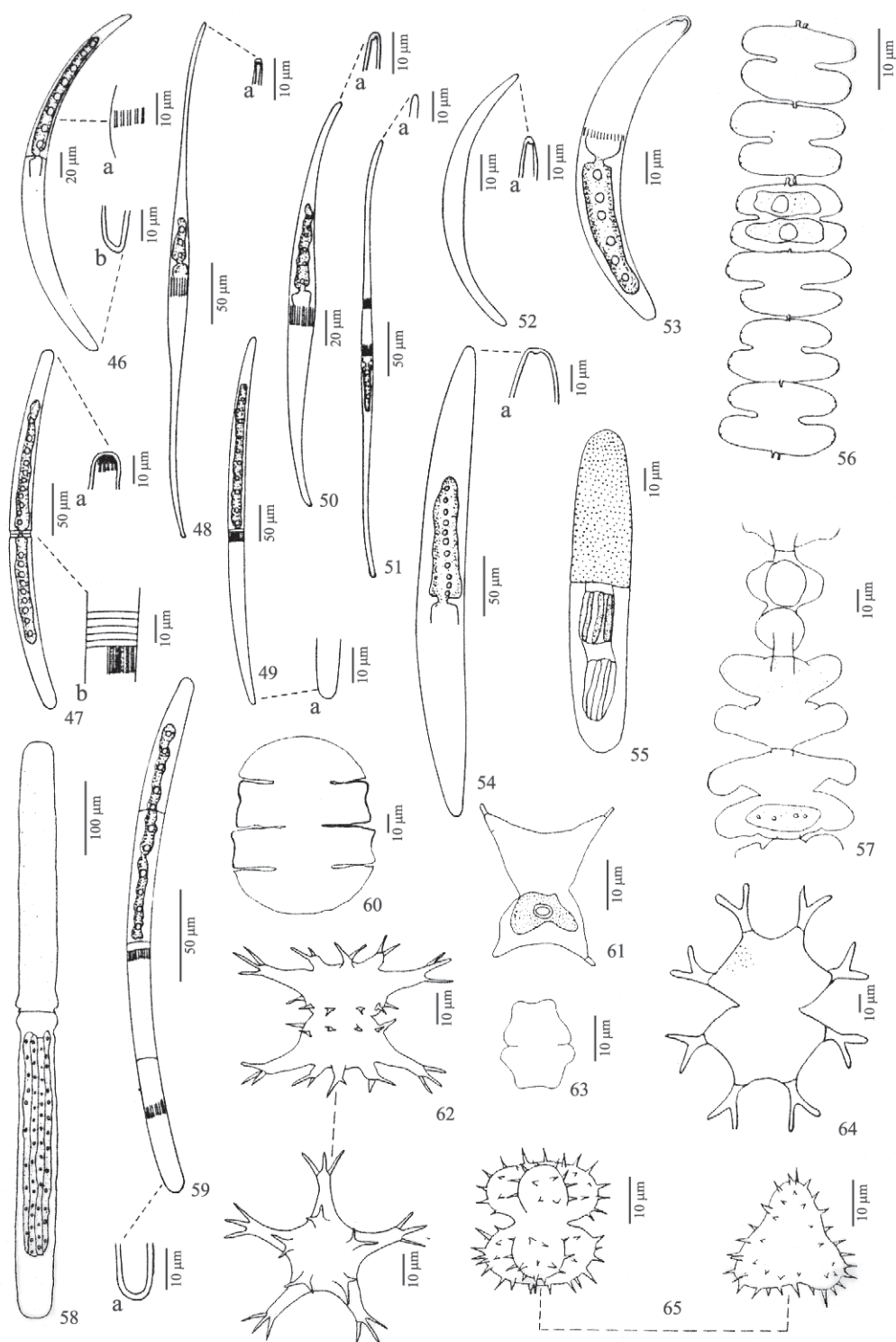
**Prancha 1.** 1- *Micrasterias torreyi* var. *nordstediana*; 2, 5, 6 - *Micrasterias borgei*; 3, 4, 8 - *Micrasterias mahabuleshwariensis*; 7 - *Cosmarium trilobulatum* var. *abscissum*; 9 - *Micrasterias radians*; 10 - *Micrasterias thomassiana* var. *notata*; 11 - *Micrasterias radiosa* var. *ornata*; 12, 16 - *Micrasterias truncata*; 13 - *Micrasterias papillifera* var. *glabra*; 14 - *Staurodesmus clepsydra* var. *obtusus*; 15, 19 - *Micrasterias laticeps*; 17 - *Micrasterias truncata*; 18 - *Micrasterias laticeps* var. *acuminata*.



**Prancha 2.** 20 - *Xanthidium cristatum*. **a.** vista vertical; 21 - *Xanthidium canadense*. **a.** vista vertical; 22 - *Cosmarium pseudopyramidatum* var. *glabrum*. **a.** vista lateral; 23 - *Xanthidium cristatum*; 24 - *Staurodesmus croasdaleae*; 25 - *Cosmarium binum*; 26 - *Xanthidium mamillosum* var. *borgei*. **a.** vista vertical; 27 - *Cosmarium pyramidatum* var. *stephani*; 28 - *Staurastrum avicula*. **a.** vista vertical; 29 - *Cosmarium pachydermum*; 30, 32 - *Staurastrum sebaldi*. **a.** vista vertical, **b.** vista vertical na região do istmo; 31 - *Staurastrum iversenii*; 33 - *Cosmarium denticulatum* var. *triangulare*.

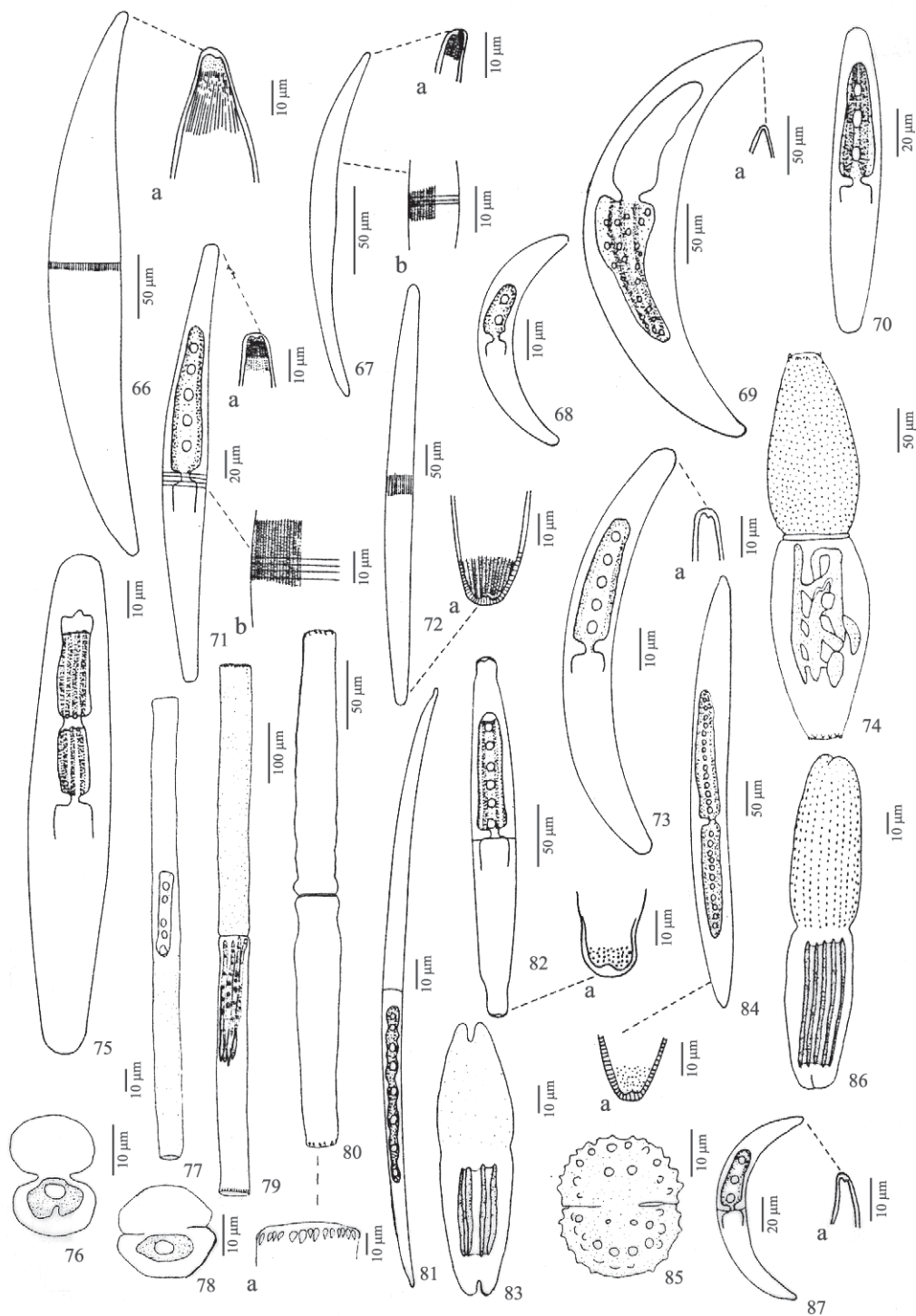


**Prancha 3.** 34, 35 - *Staurastrum setigerum*; 36 - *Staurastrum alternans*. **a.** vista vertical; 37 - *Staurastrum subzoniferum*. **a.** vista vertical; 38 - *Staurastrum invocator*. **a.** vista lateral; 39 - *Staurastrum rotula*. **a.** vista vertical; 40 - *Staurastrum gracile* var. *cyathiforme*. **a.** vista vertical; 41 - *Staurastrum leptacanthum* var. *borgei*. **a.** vista vertical; 42 - *Cosmarium pseudoconnatum*. **a.** vista vertical; 43 - *Cosmarium moniliforme*; 44 - *Onychonema laeve*; 45 - *Staurastrum borgeseni*. **a.** vista vertical.

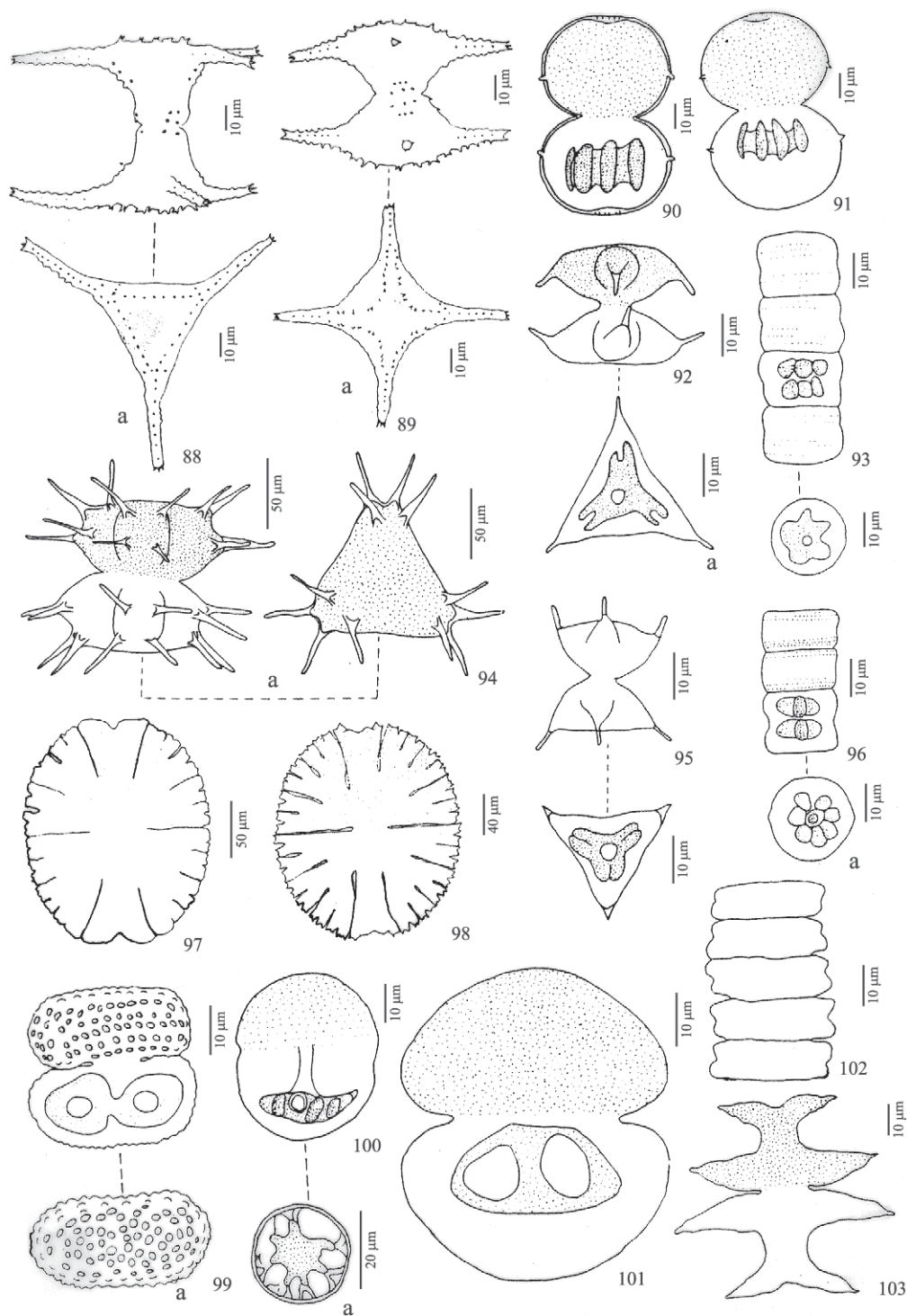


**Prancha 4.** 46 - *Closterium porrectum* var. *angustum*. **a.** parede celular; **b.** detalhe do pólo celular; 47 - *Closterium subjuncidiforme*. **a.** detalhe do pólo, **b.** parede celular; 48 - *Closterium setaceum*. **a.** detalhe do pólo; 49 - *Closterium lineatum*. **a.** detalhe do pólo; 50 - *Closterium rostratum*. **a.** detalhe do pólo; 51 - *Closterium kuetzingii*. **a.** detalhe do pólo; 52 - *Closterium calosporum*. **a.** detalhe do pólo celular; 53 - *Closterium cynthia*; 54 - *Closterium pseudolunula*. **a.** detalhe do pólo; 55 - *Penium margaritaceum* var. *irregularis*; 56 - *Sphaerozosma aubertianum*; 57 - *Spondylosium pulchrum*; 58 - *Pleurotaenium trabecula* 59 - *Closterium juncidum*. **a.** detalhe do pólo; 60 - *Micrasterias suboblunga*; 61 - *Staurodesmus pilosporus* var. *retusus*; 62 - *Staurostrum borgeseni*. **a.** vista vertical; 63 - *Cosmarium trilobatum* f. *retusus*; 64 - *Xanthidium forcipatum*; 65 - *Staurostrum gladiusum* var. *delicatum*. **a.** vista vertical.

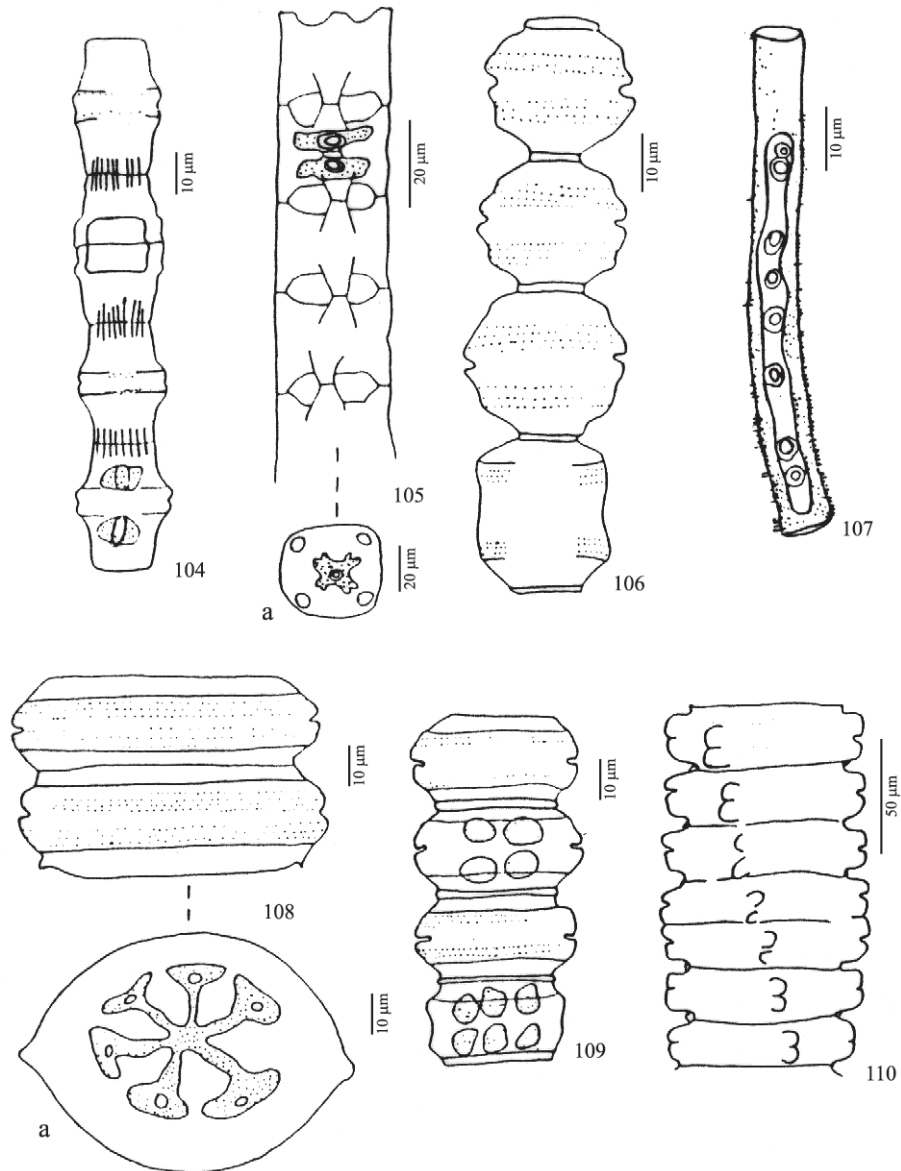




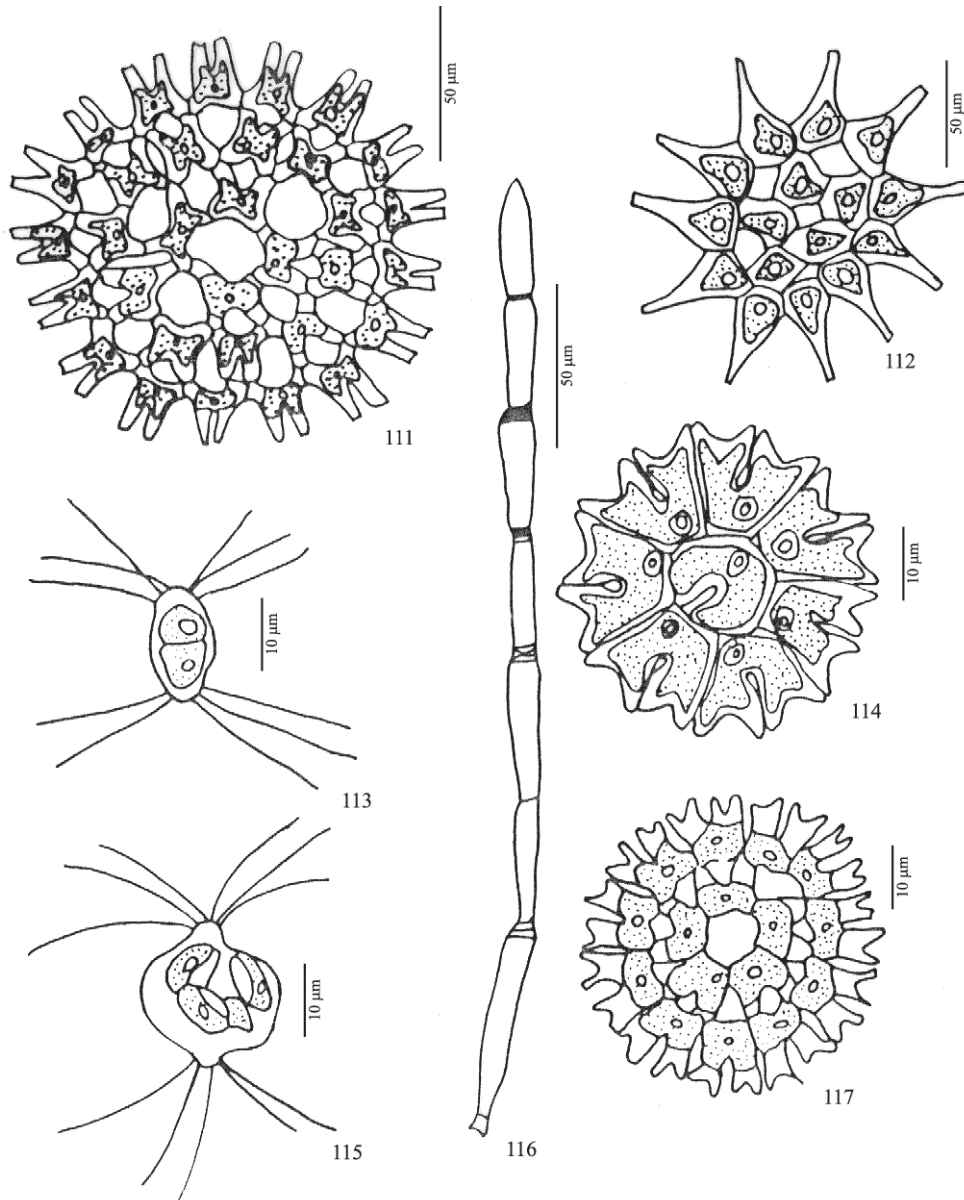
**Prancha 5.** 66 - *Closterium attenuatum*. **a.** detalhe do polo celular; 67 - *Closterium ralfsii* var. *gracilius*. **a.** detalhe do pólo celular, **b.** parede celular; 68 - *Closterium incurvum*; 69 - *Closterium ehrenbergii*. **a.** detalhe do pólo celular; 70, 75 - *Closterium closterioides* var. *intermedium*; 71 - *Closterium striolatum*. **a.** detalhe do pólo celular, **b.** parede celular; 72 - *Closterium turgidum*. **a.** detalhe do pólo celular; 73, 87 - *Closterium jenneri*. **a.** detalhe do pólo celular; 74 - *Pleurotaenium ovatum*; 76 - *Cosmariium bioculatum*; 77 - *Gonatozygon monotaenium*; 78 - *Cosmariium nitidulum* var. *javanicum*; 79 - *Pleurotaenium cylindricum* var. *stuhlmannii*; 80 - *Pleurotaenium ehrenbergii* var. *undulatum*; 81 - *Closterium limneticum*; 82 - *Closterium abruptum* var. *canadense*. **a.** detalhe do pólo celular; 83 - *Tetmemorus laevis*; 84 - *Closterium acerosum*. **a.** detalhe do pólo celular; 85 - *Cosmariium polymorphum*; 86 - *Tetmemorus brebissonii*.



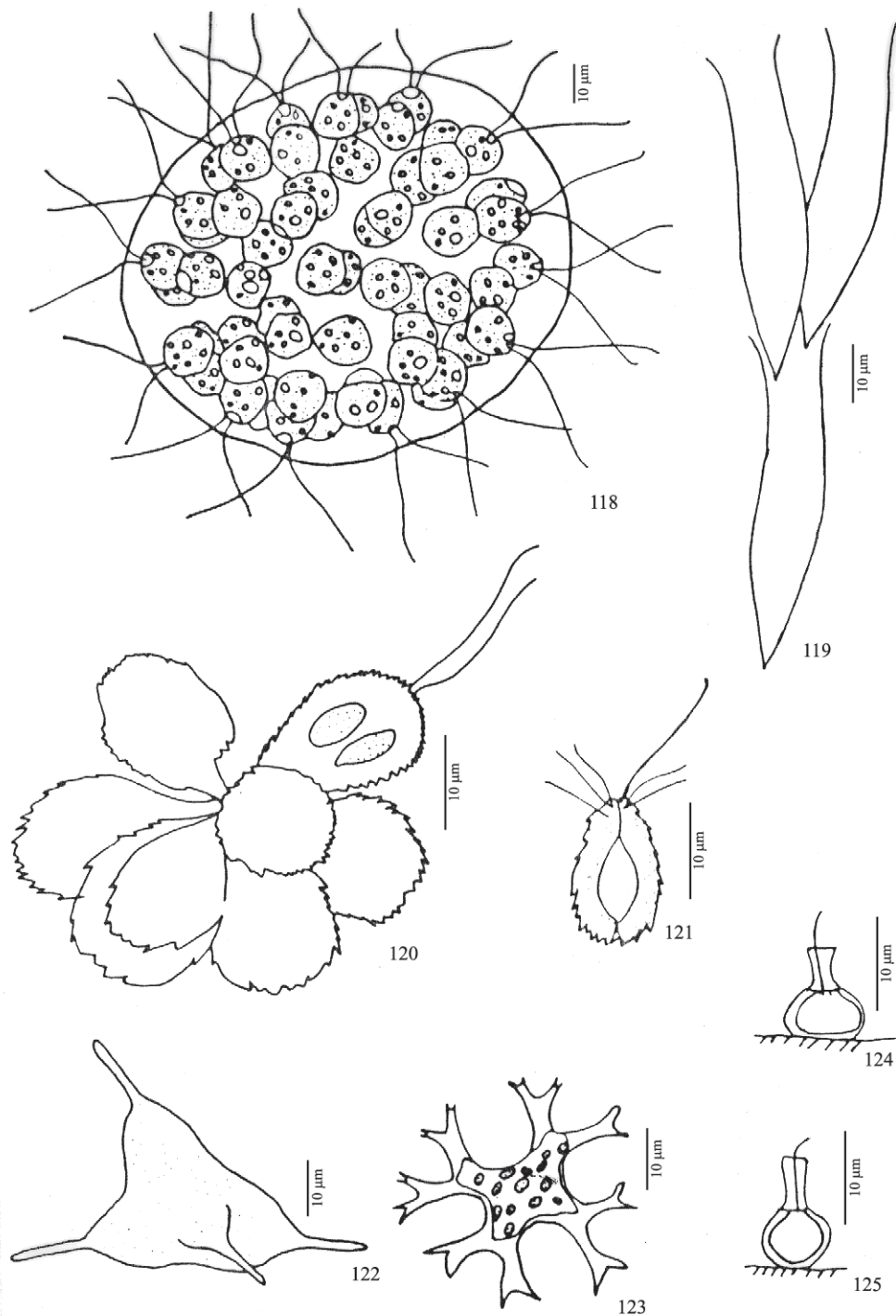
**Prancha 6.** 88 - *Staurastrum sebaldi* var. *ornatum*. a. vista vertical; 89 - *Staurastrum sebaldi*. a. vista vertical; 90, 91 - *Stauroidesmus lobatus* var. *ellipticus*; 92 - *Stauroidesmus glaber*. a. vista vertical; 93 - *Hyalotheca dissiliens*. a. vista vertical; 94 - *Xanthidium antilopaeum* var. *triquetrum*. a. vista vertical; 95 - *Stauroidesmus cuspidatus* var. *divergens*. a. vista vertical; 96 - *Hyalotheca dissiliens* f. *bidentula*; 97 - *Micrasterias denticulata*; 98 - *Micrasterias rotata*; 99 - *Cosmarium pseudobromei*; 100 - *Actinotaenium wollei*. a. vista vertical; 101 - *Cosmarium canadense*; 102 - *Spondylosium desmidiforme*; 103 - *Micrasterias arcuata* var. *subpinnatifida*.



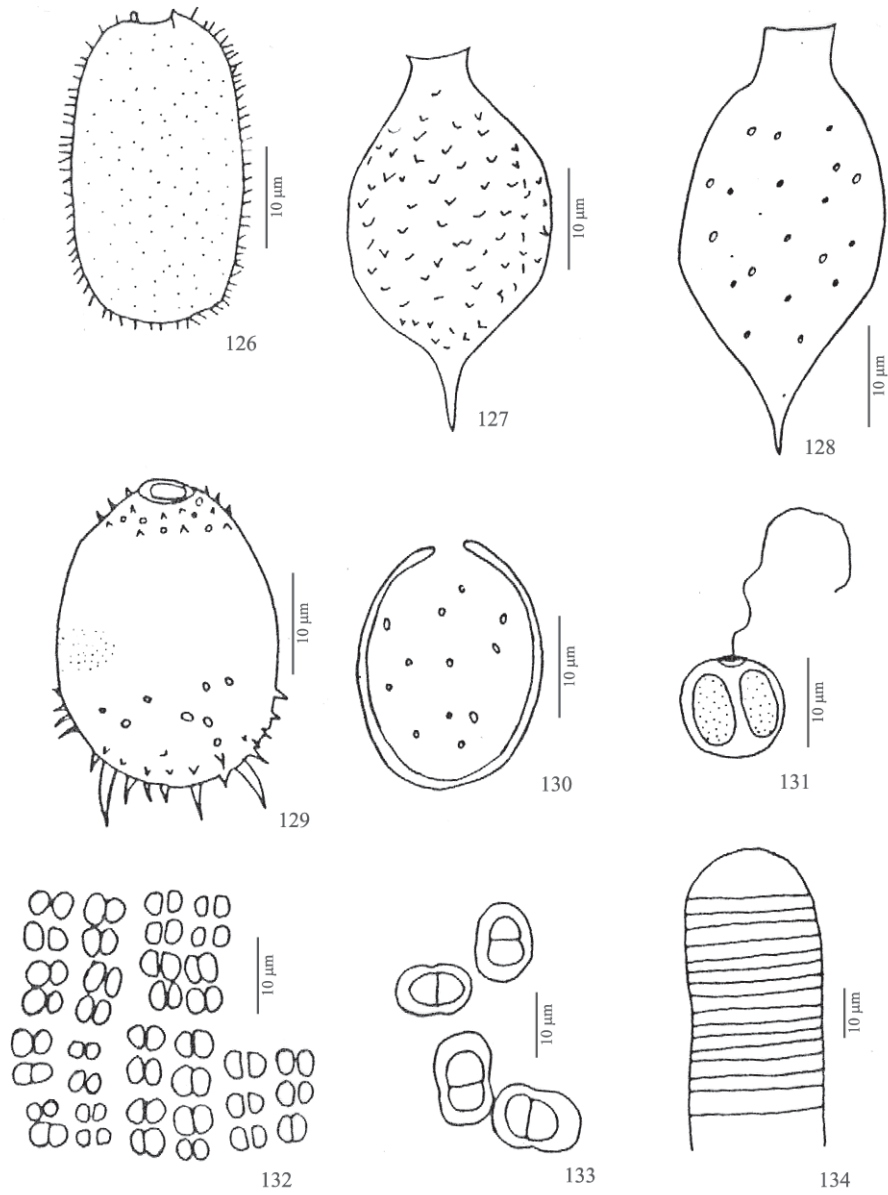
**Prancha 7.** 104 - *Bambusina brebissonii*; 105 - *Desmidium baileyi*; 106 - *Desmidium graciliceps*; 107 - *Gonatozygon pilosum*; 108 - *Desmidium grevillii* var. *maius*; 109 - *Desmidium grevillii*; 110 - *Desmidium swartzii*. **Escala:** Figs. 104, 106-109: 10 μm; Fig. 105: 20 μm; Fig. 110: 50 μm.



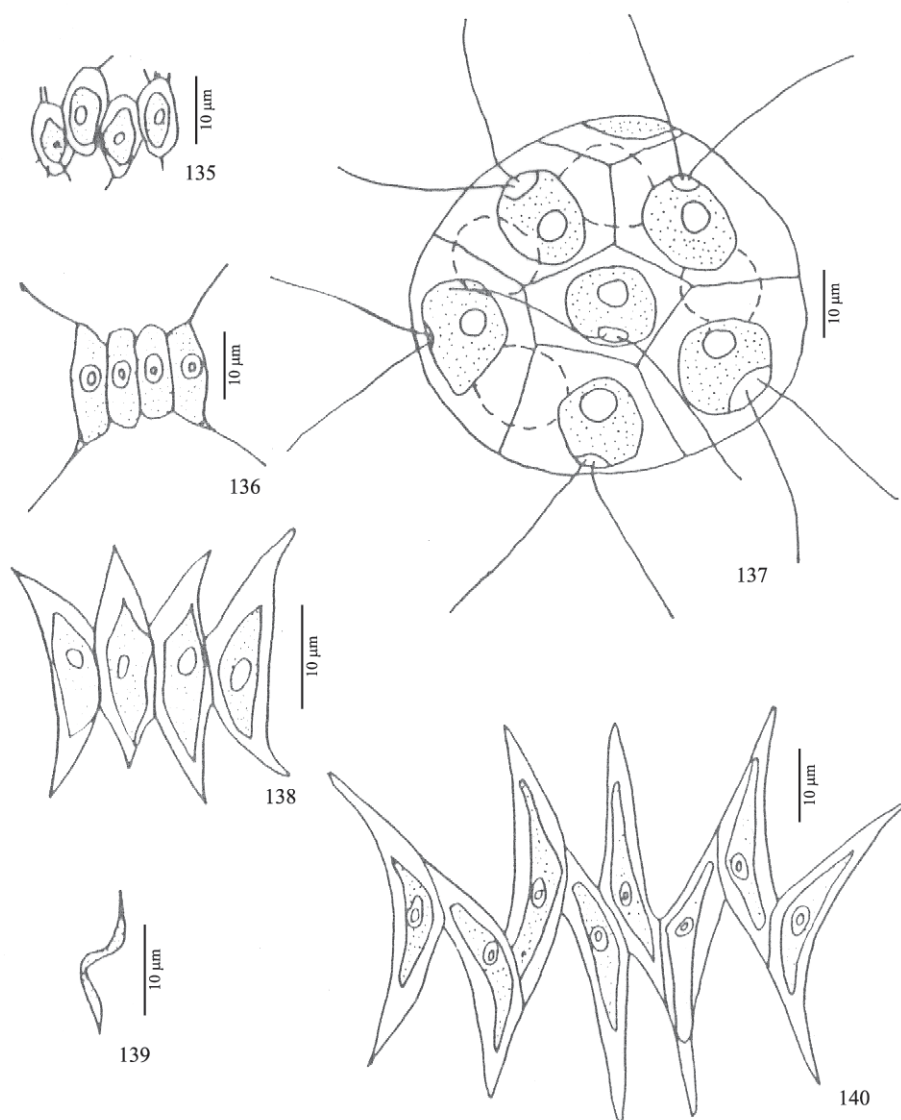
**Prancha 8.** 111 - *Pediastrum duplex*; 112 - *Pediastrum simplex*; 113, 115 - *Lagerheimia ciliata*; 114 - *Pediastrum obtusum*; 116 - *Oedogonium* sp.; 117 - *Pediastrum biradiatum*. **Escala:** Figs. 111-112 e 116: 50 µm; Figs. 113, 115 e 117: 10 µm.



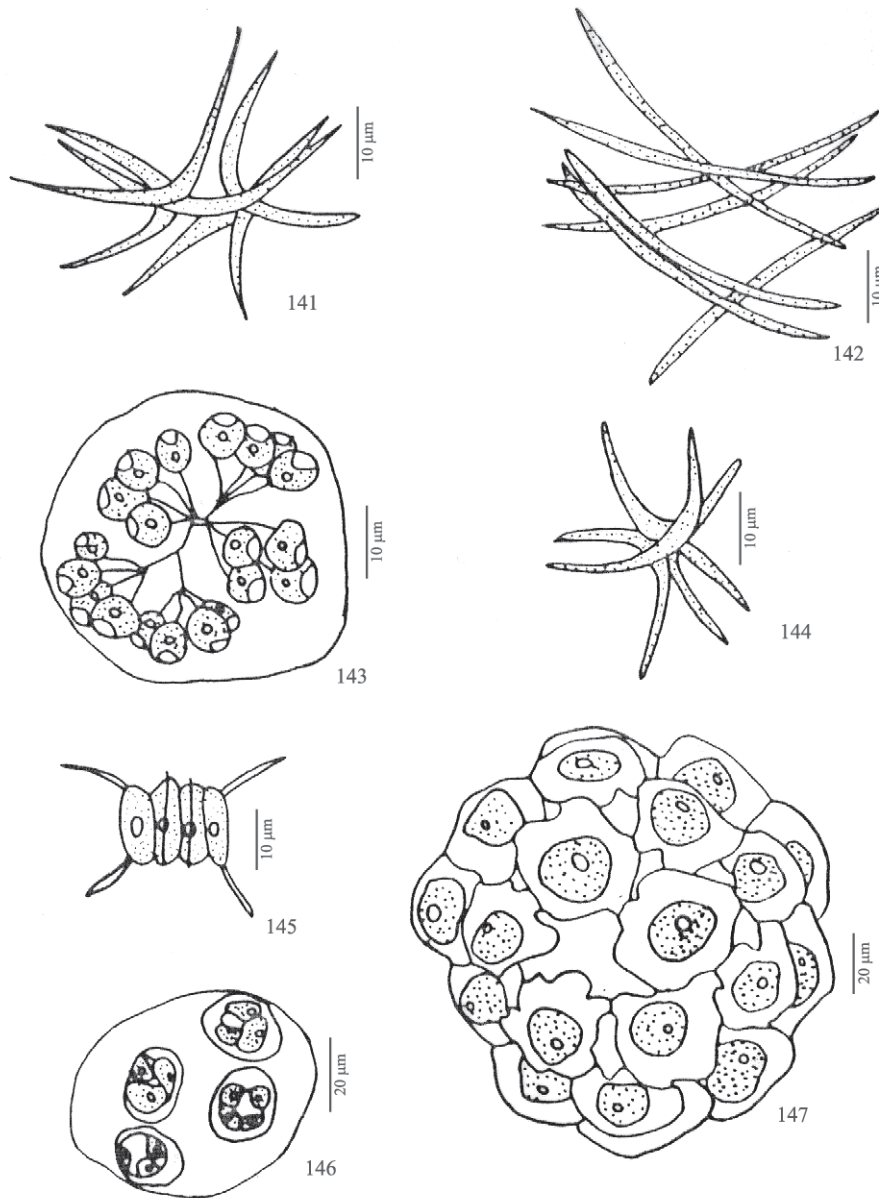
**Prancha 9.** 118 - *Eudorina elegans*; 119 - *Dinobryon cylindricum*; 120 - *Synura* sp.; 121 - *Mallomonas* sp.; 122 - *Tetraediella regularis*; 123 - *Isthmochloron lobulatum*; 124, 125 - *Salpingoeca schilleri*.  
Escala das figuras: 10 µm.



**Prancha 10.** 126 - *Trachelomonas* cf. *allia*; 127, 128 - *Strombomonas* cf. *verrucosa*; 129 - *Trachelomonas* *armata*; 130 - *Trachelomonas* sp.; 131 - *Trachelomonas* *volvocina*; 132 - *Merismopedia* *punctata*; 133 - *Chroococcus* *minutus*; 134 - *Oscillatoria* *princeps*. **Escala das figuras:** 10 µm.

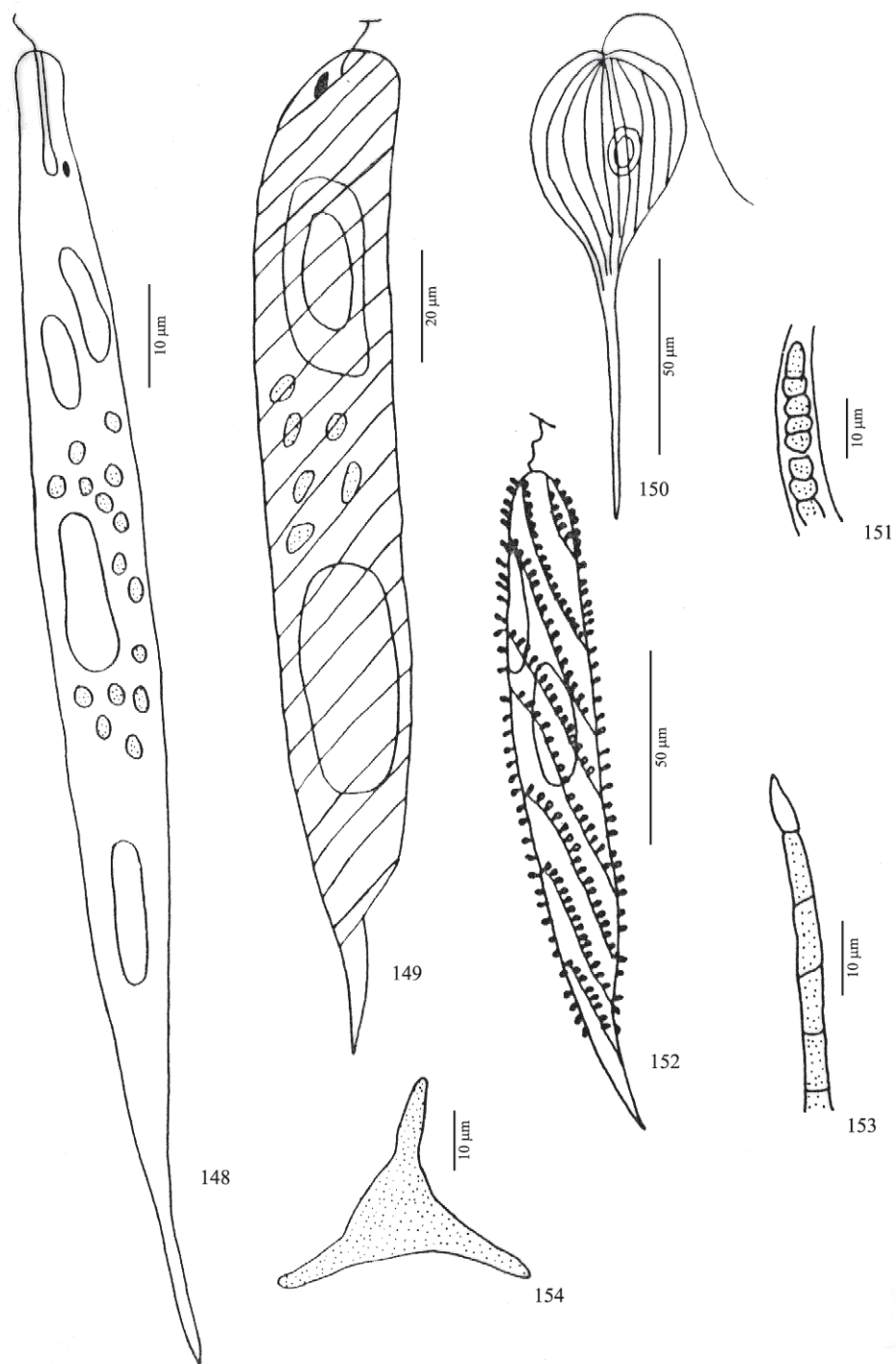


**Prancha 11.** 135 - *Scenedesmus* sp.2; 136 - *Scenedesmus* sp.1; 137 - *Volvulina pringsheimii*;  
138 - *Scenedesmus acutus*; 139 - *Monoraphidium contortum*; 140 - *Scenedesmus bernardii*;  
**Escala das figuras:** 10 µm.

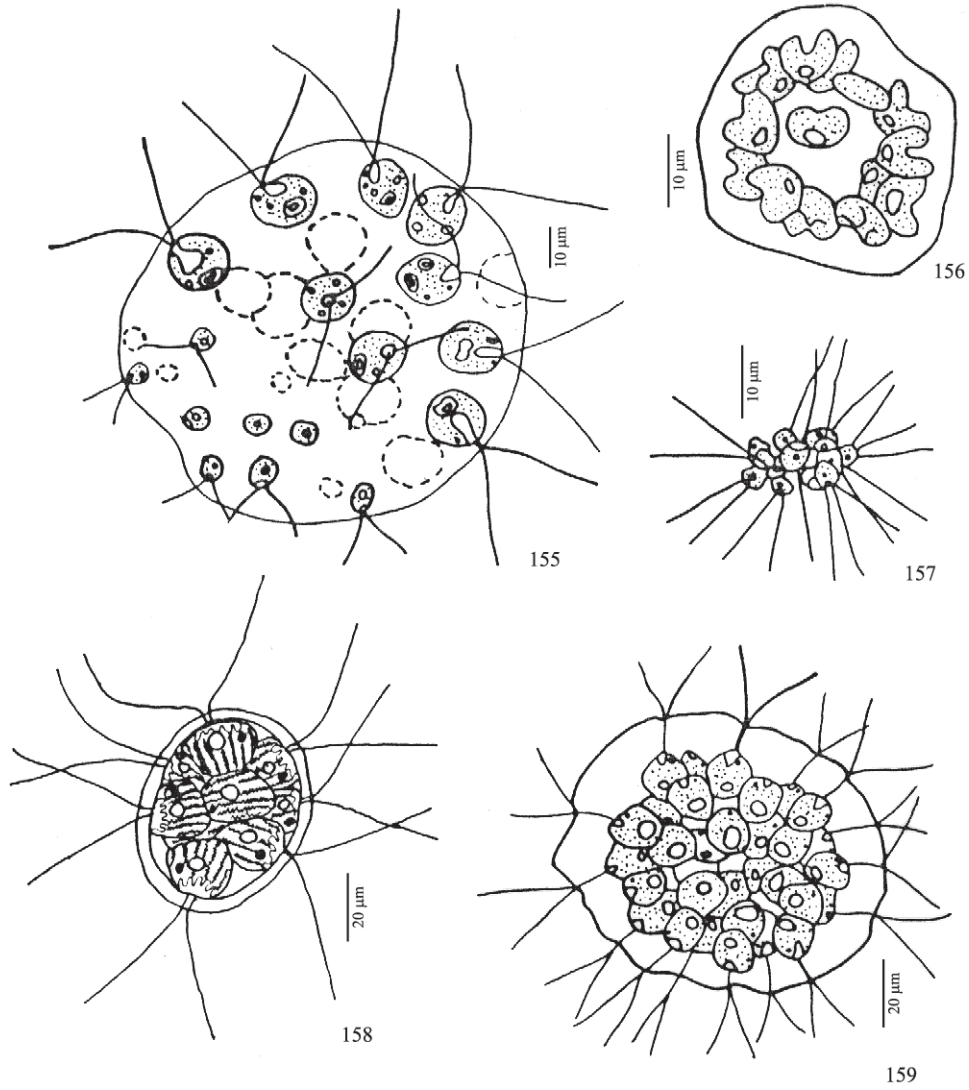


**Prancha 12.** 141, 144 - *Selenastrum gracile*; 142 - *Ankistrodesmus* cf. *falcatus*; 143 - *Dictyosphaerium pulchellum*; 145 - *Scenedesmus* sp.3; 146 - *Oocystis* sp.; 147 - *Coelastrum indicum*. **Escala:** Figs.141-145: 10 µm; 146-147: 20 µm.

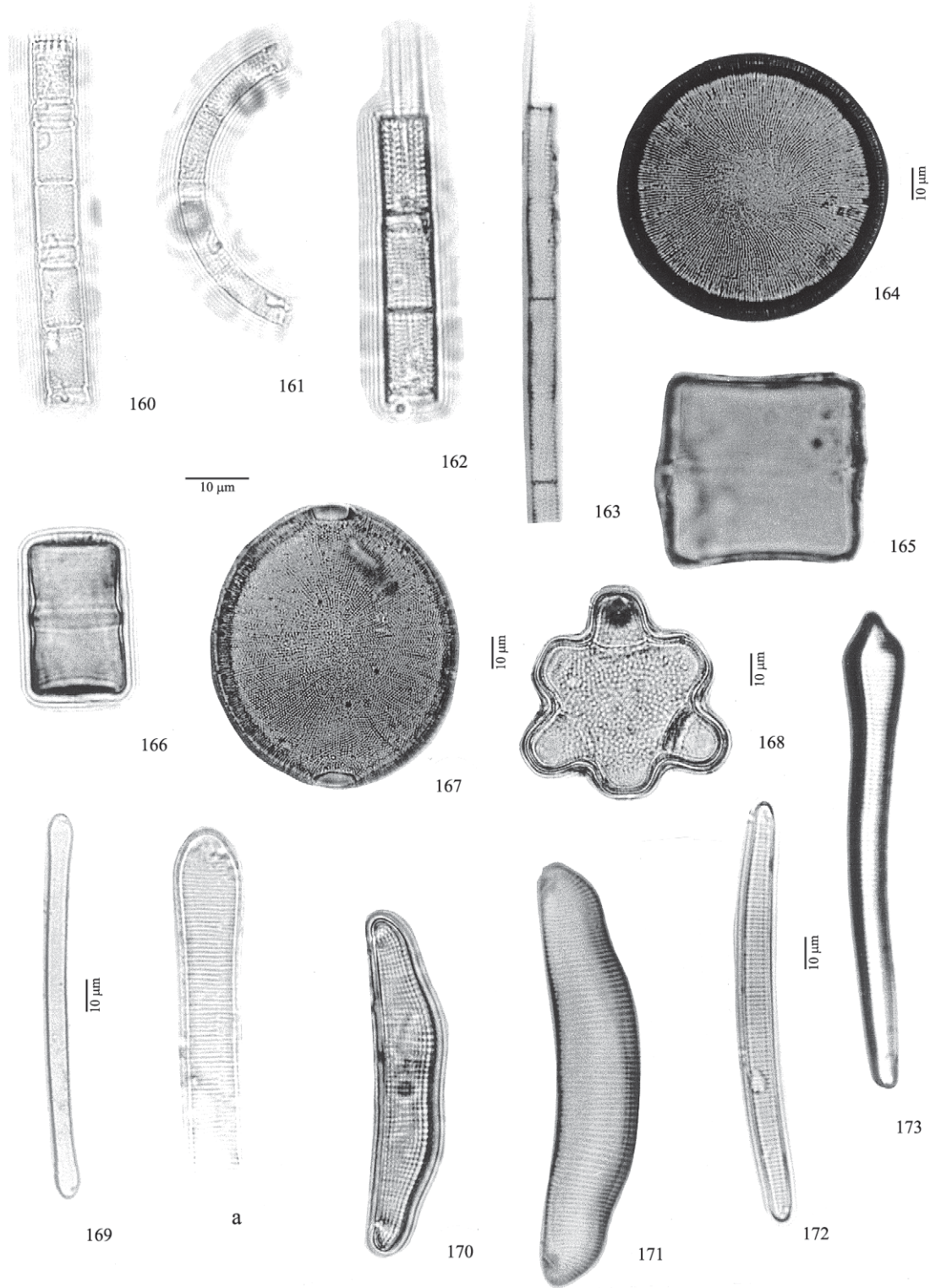




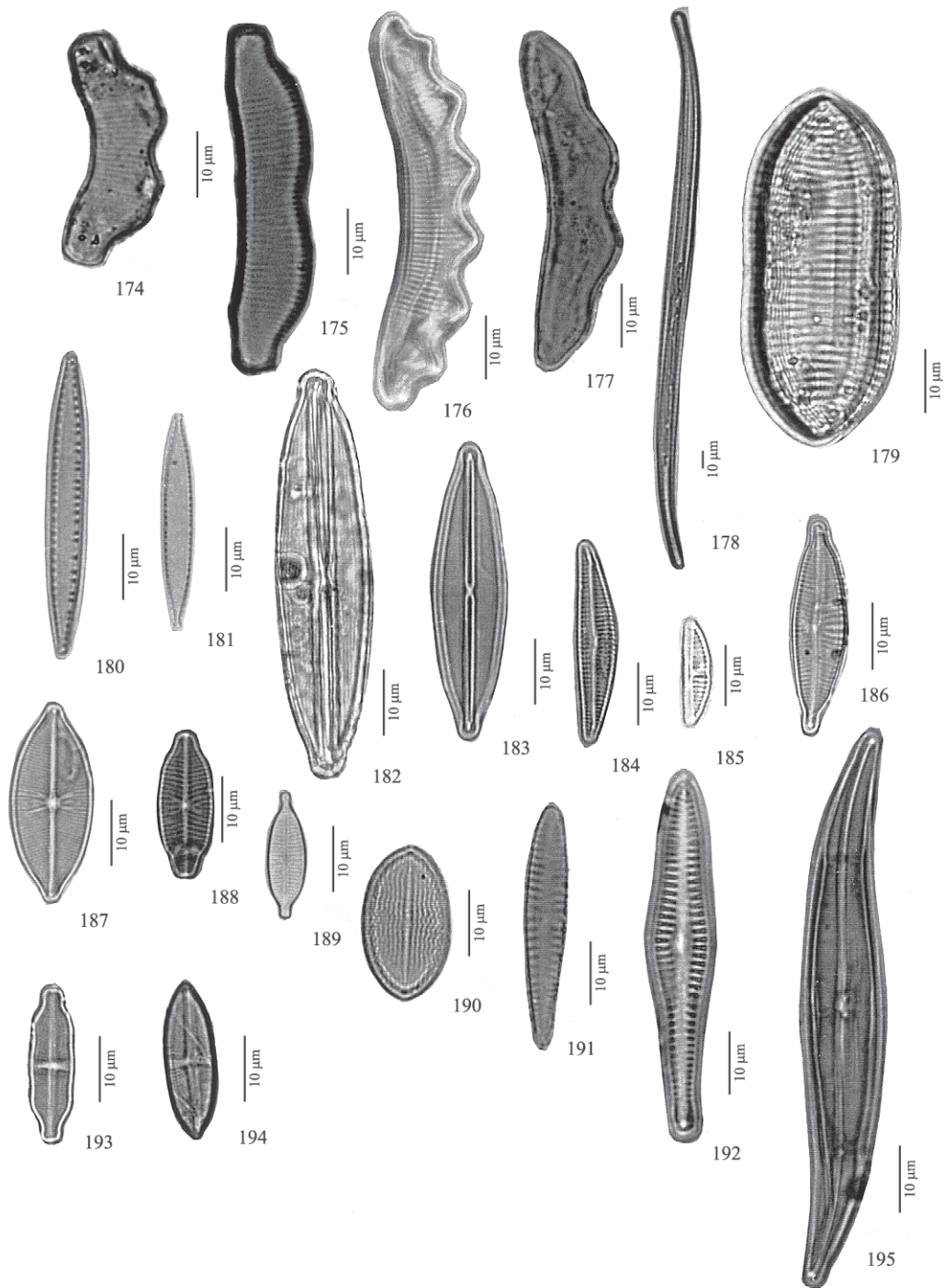
**Prancha 13.** 148 - *Euglena acus*; 149 - *Euglena oxyuris*; 150 - *Phacus longicauda*; 151 - *Lyngbya putealis*; 152 - *Euglena spirogyra*; 153 - *Cylindropermopsis raciborskii*; 154 - *Pseudogoniochloris tripus*. **Escala:** Figs. 148, 151 e 153: 10 µm; 149: 20 µm; 150 e 152: 50 µm; 154: 10 µm.



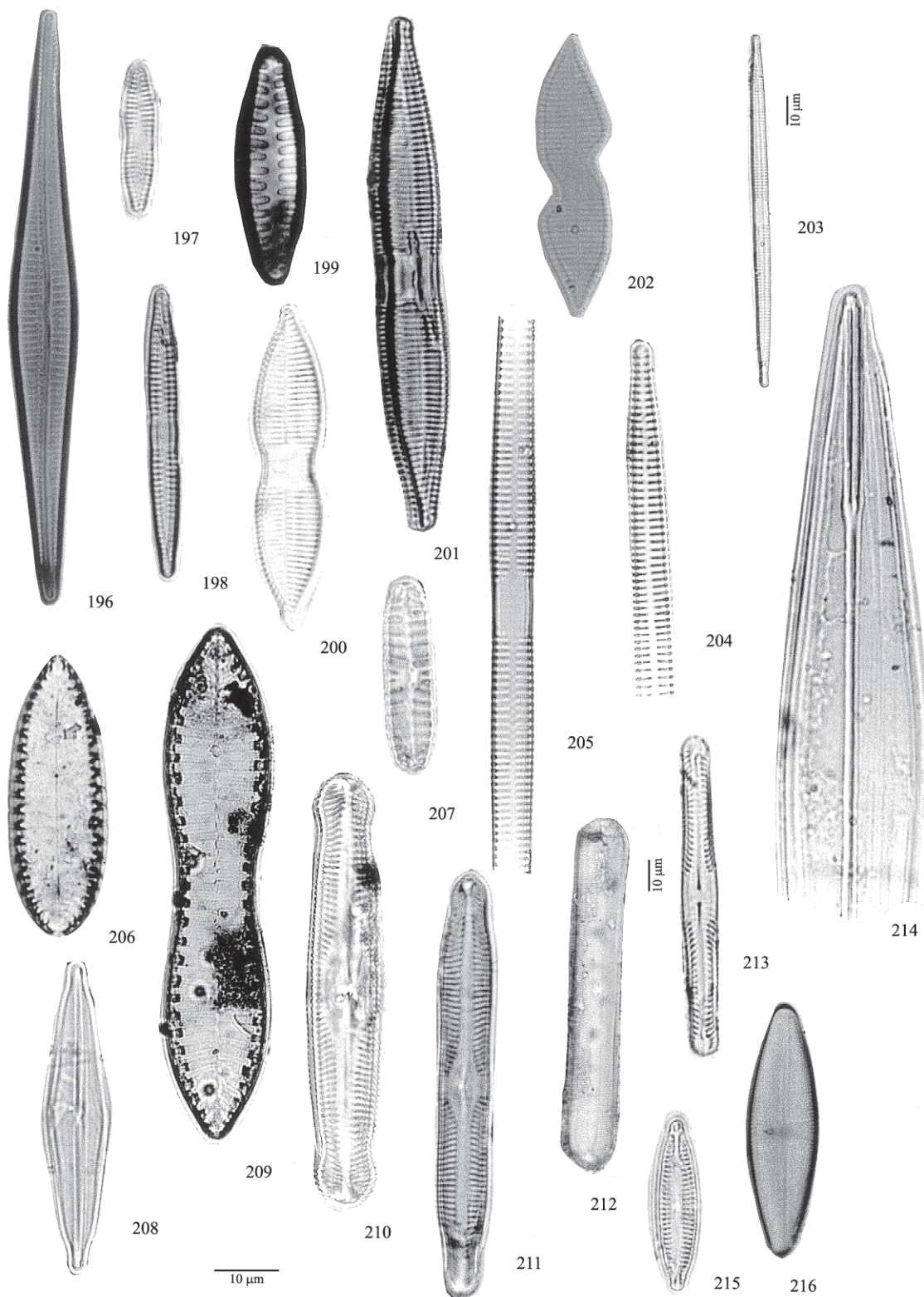
**Prancha 14.** 155 - *Pleodorina californica*; 156 - *Kirchneriella obesa*; 157 - *Micractinium pusillum*; 158 - *Pandorina morum*; 159 - *Eudorina unicocca*. **Escala:** Figs. 155-157: 10  $\mu$ m; 158-159: 20  $\mu$ m.



**Prancha 15.** 160 - *Aulacoseira ambigua*; 161 - *Aulacoseira ambigua* f. *spiralis*; 162 - *Aulacoseira granulata*; 163 - *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*; 164 - *Melosira nummuloides*; 165 - *Melosira lineata*; 166 - *Melosira varians*; 167 - *Pleurosira laevis*; 168 - *Hydrosera whampoensis*; 169 - *Eunotia flexuosa*: **a.** detalhe do pólo; 170 - *Eunotia monodon*; 171 - *Eunotia indica*; 172 - *Eunotia pectinalis*; 173 - *Actinella punctata*. **Escala das figuras:** 10 µm.



**Prancha 16.** 174 - *Eunotia praerupta*; 175 - *Eunotia praerupta* var. *bidens*; 176 - *Eunotia serra*; 177 - *Eunotia zygodon*; 178 - *Stenopterobia* sp.; 179 - *Nitzschia levidensis* var. *victoriae*; 180 - *Nitzschia palea*; 181 - *Nitzschia paleaeformis*; 182 - *Frustulia rhomboides*; 183 - *Frustulia rhomboides* var. *crassinervia*; 184 - *Cymbella silesiaca*; 185 - *Cymbella perpusilla*; 186 - *Cymbella naviculiformis*; 187 - *Navicula anglica*; 188 - *Navicula* sp.1; 189 - *Gomphonema parvulum*; 190 - *Cocconeis placentula* var. *lineata*; 191 - *Gomphonema angustum*; 192 - *Gomphonema augur*; 193 - *Navicula* sp.2; 194 - *Navicula mutica*; 195 - *Gyrosigma spencerii*.



**Prancha 17.** 196 - *Gomphonema gracile*; 197 - *Fragilaria capucina*; 198 - *Fragilaria capucina* var. *fragilarioides*; 199 - *Stausosirella leptostauron*; 200-202 - *Synedra goulardii*; 203-205 - *Synedra ulna*; 206 - *Surirella biseriata*; 207 - *Pinnularia borealis*; 208 - *Frustulia rhomboides*; 209 - *Surirella linearis* var. *constrita*; 210 - *Pinnularia gibba*; 211 - *Pinnularia mesolepta*; 212 - *Pinnularia maior* var. *minor*; 213 - *Pinnularia subundulata*; 214 - *Amphipleura lindiheimeri*; 215 - *Pinnularia* sp.; 216 - *Navicula* sp.3. **Escala das figuras:** 10 µm.

## Diversidade e distribuição de peixes na bacia do rio Tibagi

Oscar A. Shibatta, Mário L. Orsi, Sirlei T. Bennemann e Ângela T. Silva-Souza

**ABSTRACT** – (Fish diversity and distribution in the Tibagi River Basin) A total number of 110 fish species was found in three environments of the Tibagi River Basin (Tibagi River, Tibagi River tributaries and small streams). The Characiformes and Siluriformes orders presented 47 species with nine families each, followed by the orders Perciformes with seven species and two families, Gymnotiformes represented by five species and three families, Cyprinodontiformes with three species and one family and Synbranchiformes with only one species. The Characiformes species is greatly distributed in the three environments, while Siluriformes distribution was restricted. However, one assemblage of exclusive species was found in each environment, which emphasizes the importance of environmental conservation to maintain the ichthyic diversity in the Tibagi River Basin. For the environment to be utilized or manipulated with less impact it is necessary to know how the species use each one of the different environments of some region with definite limits. Although species with large size and commercial importance occur, 69 species or 56.1% were small size fish. Some rare species were detected, such as dourado (*Salminus maxillosus*), pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*), pacu-prata (*Myleus tiete*) and *Bunocephalus larai*. Other species were found with restricted distribution, such as pirapitinga (*Brycon nattereri*), *Cnesterodon hypselurus* and *Rhamdiopsis* sp., which occur only in the Tibagi River tributaries and the small streams. Seven alien species were identified in the basin: lebistes (*Poecilia reticulata*), sardinha-papuda (*Triporthus angulatus*), corvina (*Plagioscion squamosissimus*), tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*), tilápia (*Tilapia rendalli*), bagre-africano (*Clarias gariepinus*) and piauçu (*Leporinus macrocephalus*). At this moment, it is not possible to determine the impact on the local fauna caused by the introduction of these species. However, a decrease was found in the peixe-cachorro (*Acestrorhynchus lacustris*) and pirambeba (*Serrasalmus spilopleura*) populations after the corvina (*P. squamosissimus*) introduction. Despite the great amount of information obtained by the studies in the lower Tibagi River region, several Tibagi River tributaries and small streams in the middle and upper regions of the basin must be sampled in order to obtain more complete knowledge about its diversity.

Key words – Biodiversity, fishes, Tibagi River Basin, upper Paraná River Basin.

### INTRODUÇÃO

Apesar da ausência de antigos relatos impressos a respeito da diversidade de peixes na bacia do rio Tibagi, indígenas (ver o item “A Pesca de *Parí*”, no capítulo 6) e outros moradores da região mencionam que seus rios já foram muito mais piscosos — e vários estudos têm possibilitado afirmar que essas informações não fogem à realidade. Os peixes dessa bacia vêm sendo estudados desde 1989 pela equipe de ictiologia da Universidade Estadual de Londrina (UEL), o que tem permitido avaliar de maneira mais adequada a situação de suas populações.

Questões como riqueza e abundância de espécies fazem parte desses estudos. O que se verifica, é que embora ainda exista riqueza de espécies, muitas tiveram

sua abundância reduzida (Bennemann *et al.*, 1995; Bennemann & Shibatta, no capítulo 24 deste livro e em estudos em andamento). Grande parte dessa situação é consequência de alterações ambientais causadas pela destruição das florestas ciliares, pelo não-tratamento de efluentes urbanos e pela falta de controle e de cuidados na aplicação de defensivos agrícolas.

A introdução de espécies, cada vez mais praticada pela comunidade leiga, é também preocupante e tem sido verificada na bacia. Normalmente a introdução é justificada pelo interesse em aumentar os estoques pesqueiros, mas esse tipo de manejo ainda não foi completamente dominado, causando impacto negativo sobre a fauna local. Além disso, pode trazer alterações na comunidade íctica, com resultados nem sempre previsíveis. Têm sido difun-

didadas as vantagens da introdução de espécies de interesse pesqueiro, como o tucunaré amazônico, que é um predador de peixes. No lago Gatun, no Panamá, a introdução desse peixe levou à extinção de espécies nativas (Agostinho & Júlio Jr., 1996). Até mesmo a reintrodução de espécies nativas é questionável, pois todo ambiente possui uma capacidade de suporte que, se não for aumentada, impossibilitará a sobrevivência dos novos indivíduos lançados no ecossistema.

Neste capítulo são relatadas a diversidade e a distribuição de peixes na bacia do rio Tibagi, considerando os ambientes em que foram coletados. Foram incluídos os resultados de todos os levantamentos (e registros isolados) de espécies realizados na bacia de 1990 a 2000 — já concluídos para vários trechos do rio Tibagi —, além dos resultados dos levantamentos realizados em dez afluentes e dez subafluentes localizados nas regiões do médio e do baixo rio Tibagi. Devido à complexidade de um ecossistema lótico, em especial estando localizado na região neotropical, os resultados aqui apresentados são considerados como preliminares. No entanto, a análise integrada da diversidade e da distribuição das espécies no rio Tibagi e em seus afluentes e subafluentes permitiu esboçar um quadro representativo da estrutura da comunidade de peixes dessa bacia. Além disso, a identificação dos diferentes ambientes utilizados por cada espécie permitirá a elaboração de estratégias adequadas de manejo, na medida em que torna possível respeitar os requerimentos particulares de cada uma.

### O RIO TIBAGI E OS AMBIENTES AMOSTRADOS

O rio Tibagi (fig. 1) é o maior afluente do rio Paranapanema, localizando-se na sua margem esquerda. Nasce a 25°S e 51°W, no município de Palmeira, e deságua em 23°S e 49°W, no município de Primeiro de Maio, escoando inteiramente no estado do Paraná. Maack (1968) registrou 29 afluentes na sua margem direita e 36 na esquerda. Embora não seja conhecido o número exato de subafluentes, é provável que ocorram centenas. Da margem esquerda do rio Tibagi foram amostrados os afluentes Três Bocas, Apertados, Bitumirim e Marrecas, e os subafluentes Cambé, Esperança, Cafezal, Preto e Marrequinha; da margem direita, os afluentes Congonhas, Jataizinho, Lambari, Água da Mambuca, Lajeado Liso e Iapó, e os subafluentes Taquari, Água da Floresta, Água do Luz, Couro do Boi e o ribeirão da fazenda das Rosas, em Castro (as figuras 2-14 mostram alguns desses ambientes; a figura 15 mostra a sua localização na bacia).

Os peixes foram capturados com redes de espera, tarrafas, redes de arrasto, peneiras, anzóis e puçás. No rio Tibagi, as redes de espera, com diversos tamanhos de malha, foram as mais utilizadas. Como o estudo da persistência das espécies não foi objeto dos levantamentos nos afluentes e subafluentes, as amostragens não foram

realizadas, neles, com a mesma frequência. Em alguns riachos, uma extensão de 20 m foi cercada e todos os peixes nela presentes foram capturados.

### OS PEIXES DA BACIA DO RIO TIBAGI

Como referência básica para o rio Tibagi, pode-se citar o trabalho de Bennemann *et al.* (1995), que analisa a diversidade de peixes em cinco localidades ao longo do rio e registra 69 espécies. Foi constatado que a diversidade e a riqueza de espécies de peixes tendem a aumentar da nascente em direção à foz. Essa tendência, porém, sofreu alteração na localidade de Telêmaco Borba, região do médio Tibagi, cujo trecho amostrado corresponde ao de menor diversidade de espécies e ao de maior dominância, com *Hypostomus tietensis* (atualmente identificada como *H. ancistroides*) e *Geophagus brasiliensis* consistindo em mais de 80% do total de espécimes capturados. Esses resultados foram atribuídos à modificações ambientais causadas pela presença de uma indústria de papel e celulose a montante do ponto amostrado. Posteriormente ao estudo desses autores, um trecho da localidade de Sertanópolis, na região do baixo Tibagi, foi sistematicamente amostrado para estudos ecológicos, havendo acréscimo de espécies como *Loricariichthys platymetopon* e *Salminus maxillosus*, além das introduzidas *Leporinus macrocephalus*, *Clarias gariepinus*, *Oreochromis niloticus*, *Plagioscion squamosissimus* e *Triportheus angulatus*. Em um dos afluentes, o ribeirão Três Bocas, estudado por Benine (1996), foram evidenciadas 21 espécies de Characiformes, das quais três não constavam da lista apresentada por Bennemann *et al.* (1995). Nas regiões do baixo e do médio Tibagi, o inventário de outros afluentes e subafluentes também foi responsável pelo aumento do número conhecido de espécies de peixes da bacia do rio Tibagi.

Até o momento, com os estudos realizados no rio Tibagi e os inventários nos afluentes e subafluentes, foram registradas 110 espécies, o que significou um acréscimo de 37,3% no número anteriormente relatado por Bennemann *et al.* (1995). Outros estudos realizados na bacia também possibilitaram a descoberta de novas espécies. Para a descrição de *Schizodon intermedius*, Garavello & Britski (1990) incluíram, na série típica, material coletado no rio Tibagi, e Bockmann *et al.* (1996) apresentaram uma nova espécie do gênero *Rhamdiopsis*, descoberta na lagoa Dourada, no município de Ponta Grossa. Assim, o aumento expressivo e contínuo da diversidade conhecida para a bacia do Tibagi depende do registro de espécies e da descrição de espécies novas, particularmente com a inspeção mais detalhada de tributários.

Todas as espécies registradas para a bacia pertencem à subclasse Actinopterygii e, principalmente, à superordem Ostariophysii. No que se refere ao número de



**Figura 1.** Rio Tibagi, na localidade de Sapopema. (Foto: O.A. Shibatta)



**Figura 5.** Rio Preto, subafluente da margem esquerda do rio Tibagi. (Foto: O.A. Shibatta)



**Figura 2.** Ribeirão Três Bocas, afluente da margem esquerda do rio Tibagi. (Foto: O.A. Shibatta)



**Figura 6.** Ribeirão Marrequinha, subafluente da margem esquerda do rio Tibagi. (Foto: O.A. Shibatta)



**Figura 3.** Ribeirão dos Apertados, afluente da margem esquerda do rio Tibagi. (Foto: O.A. Shibatta)



**Figura 7.** Rio Congonhas, afluente da margem direita do rio Tibagi. (Foto: O.A. Shibatta)



**Figura 4.** Ribeirão Cambé, subafluente da margem esquerda do rio Tibagi. (Foto: O.A. Shibatta)



**Figura 8.** Ribeirão Água da Mambuca, afluente da margem direita do rio Tibagi. (Foto: O.A. Shibatta)





**Figura 9.** Rio Lajeado Liso, afluente da margem direita do rio Tibagi. (Foto: O.A. Shibatta)



**Figura 12.** Ribeirão Água da Floresta, subafluente da margem direita do rio Tibagi. (Foto: O.A. Shibatta)



**Figura 10.** Rio Iapó, afluente da margem direita do rio Tibagi. (Foto: O.A. Shibatta)



**Figura 13.** Ribeirão Água do Luz, subafluente da margem direita do rio Tibagi. (Foto: O.A. Shibatta)



**Figura 11.** Ribeirão Taquari, subafluente da margem direita do rio Tibagi. (Foto: O.A. Shibatta)



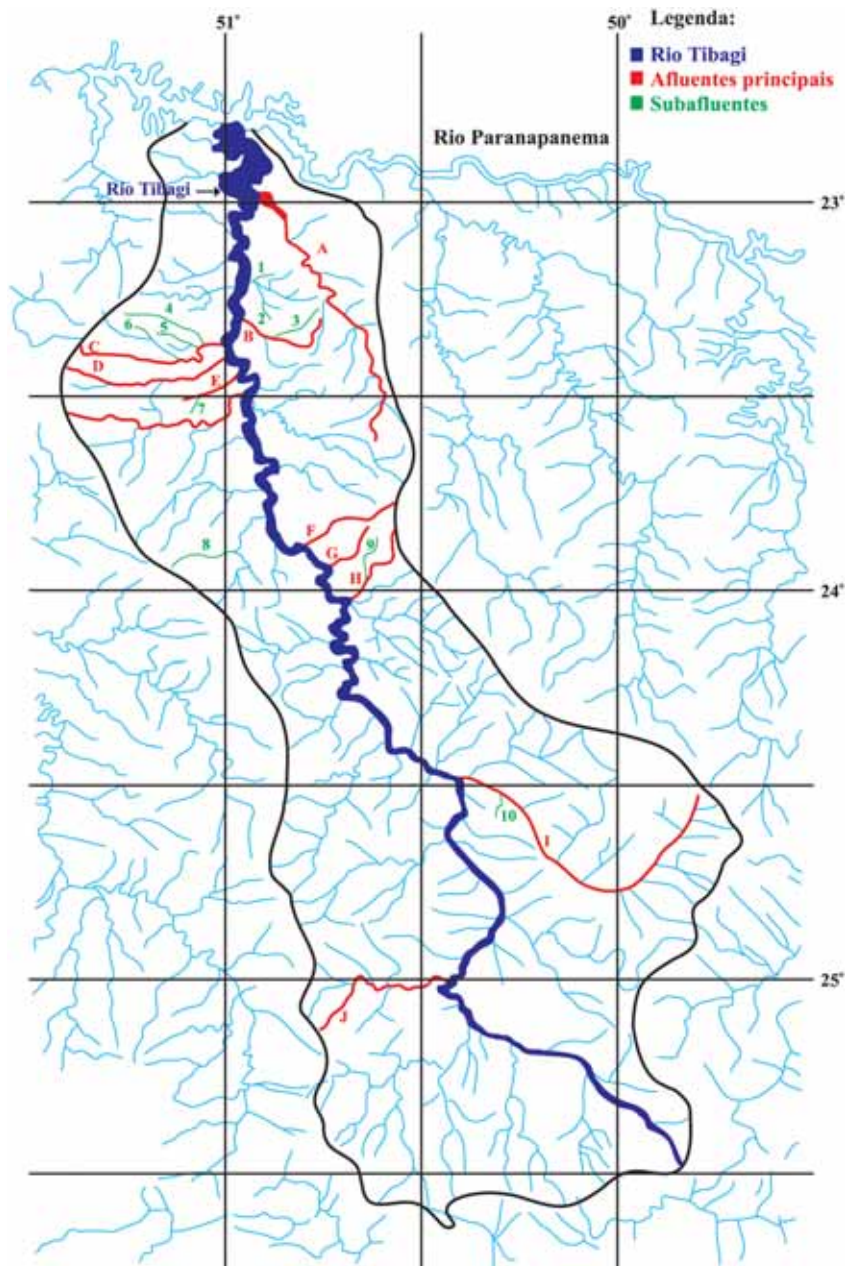
**Figura 14.** Ribeirão da fazenda das Rosas, subafluente da margem direita do rio Tibagi. (Foto: O.A. Shibatta)

espécies pertencentes a cada ordem, verifica-se um padrão semelhante ao encontrado para o alto rio Paraná. Na bacia do rio Tibagi foi registrada a mesma porcentagem de espécies de Characiformes (42,7% — 47 espécies, nove famílias) e Siluriformes (42,7% — 47 espécies, nove famílias). Em porcentagens menores encontram-se as ordens Perciformes (6,4% — sete espécies, duas famílias) e Gymnotiformes (4,5% — cinco espécies, três famílias), seguidas pelas ordens Cyprinodontiformes (2,7% — três espécies, uma família) e Synbranchiformes (0,9% — uma espécie).

Para a bacia do Paraná, Agostinho & Júlio Jr. (1999) mencionam 250 espécies, sendo 42,8% de Characiformes, 36,4% de Siluriformes, 3,6% de Gymnotiformes e

8% de Perciformes. Castro & Menezes (1998) citam aproximadamente 261 espécies para o estado de São Paulo, sendo 35% de Characiformes, 53% de Siluriformes, 4% de Gymnotiformes, 5% de Cyprinodontiformes e 3% de Perciformes. Lowe-McConnell (1999) acredita que, na região amazônica, 85% dos peixes são Ostariophysi, sendo 43% Characiformes, 39% Siluriformes e 3% Gymnotiformes. Assim, os números encontrados na bacia do rio Tibagi e aqueles apresentados pelos diversos autores para outras bacias evidenciam uma tendência geral da composição de peixes na região neotropical.

Apesar de os estudos ressaltarem a predominância de Ostariophysi, foi possível verificar que a relação entre



**Figura 15.** Bacia hidrográfica do rio Tibagi (circunscrita) com as indicações dos afluentes (em vermelho) e subafluentes (em verde) amostrados. **Afluentes:** A - Congonhas; B - Jataizinho; C - Três Bocas; D - Apertados; E - Marrecas; F - Lambari; G - Água da Mambuca; H - Lageado Liso; I - Iapó; J - Bitumirim. **Subafluentes:** 1 - Taquari; 2 - Água da Floresta; 3 - Couro do Boi; 4 - Cambé; 5 - Esperança; 6 - Cafezal; 7 - Marrequinha; 8 - Preto; 9 - Água do Luz; 10 - Ribeirão da fazenda das Rosas.

os dois grupos principais, Characiformes e Siluriformes, altera-se conforme a amplitude de área dos locais e os diferentes tipos de ambiente explorados. Por exemplo, Bennemann *et al.* (1995) registraram 46,4% de Characiformes e 37,8% de Siluriformes para o rio Tibagi. Resultados similares foram encontrados por Agostinho & Júlio Jr. (1999) ao analisarem a riqueza de peixes em rios de grande porte. No entanto, as amostragens realizadas nos riachos foram responsáveis pelo aumento na proporção de Siluriformes (de 37,8% para 42,6%) registrados para a bacia do rio Tibagi.

A expectativa é que o número de espécies registradas na bacia continue crescendo, pois muitos locais ainda não foram estudados. Menezes (1996) destaca que os

maiores empecilhos para análises de diversidade são os levantamentos incompletos e a ausência de uma ampla cobertura territorial. O rio Paranapanema já foi estudado nos seus cursos médio e superior. No alto Paranapanema, Carvalho *et al.* (1998) identificaram 32 espécies, enquanto que, no médio, Dias & Garavello (1998) registraram 51. Destas, *Ageneiosus valenciennesi*, *Leporinus paranensis* e *Odontostilbe microcephala* ainda não foram capturadas na bacia do rio Tibagi.

Böhlke *et al.* (1978) já colocavam, no final da década de 70, que o conhecimento da diversidade dos peixes continentais na região neotropical ainda era incipiente se comparado ao da região holártica. Mais de 20 anos depois, as perspectivas continuam semelhantes, porém com

novas estimativas em relação ao número total de espécies. Se naquela época a quantidade de espécies de peixes descrita era aproximadamente três mil, e as previsões eram de que esse montante poderia aproximar-se de cinco mil, hoje acredita-se que oito mil espécies possam estar presentes na região (Schaeffer, 1998). Dentre as bacias hidrográficas mais estudadas nesta região zoogeográfica, destaca-se a do rio Paraná, tanto sua região alta, no Brasil, como a baixa, na Argentina, incluindo grandes afluentes, como o Iguaçu. Bonetto (1986) menciona uma fauna de peixes de cerca de 600 espécies para essa bacia. Entretanto, a riqueza de espécies pode ser diferente conforme o trecho analisado, como foi verificado entre a foz do rio Paranapanema e o reservatório de Itaipu, em que se registrou uma fauna de 170 espécies (Agostinho *et al.*, 1997). Apesar da ampla literatura sobre essa bacia, considerada uma área de endemismo para os peixes dentro do neotrópico (Vari, 1992), espera-se que o número de registros de espécies aumente significativamente (Castro & Menezes, 1998). Bonetto (1986) estima que na região do alto rio Paraná, incluindo o rio Iguaçu, o número de espécies atinja 250.

As diferenças no número de espécies também são marcantes quando o rio Tibagi é comparado com os demais rios do estado do Paraná. Estudos de quatro afluentes do rio Paraná registraram 64 espécies para o rio Iguaçu (Garavello *et al.*, 1997), 57 para o rio Piquiri, 91 para o rio Ivinheima e 77 para o rio Iguatemi (Agostinho *et al.*, 1997). Isso era esperado, pois nos trabalhos referentes aos estudos realizados em rios como Piquiri, Ivinheima e Iguatemi não há relatos de amostragens nos pequenos tributários ou, então, poucos são considerados. Dentre os principais rios do estado do Paraná até agora estudados, o rio Tibagi foi o que apresentou o maior número de espécies. Entretanto, nota-se que estão ausentes representantes de Potamotrygonidae e Pleuronectiformes, cuja presença no alto rio Paraná é recente e derivada do alagamento do Salto de Sete Quedas após a implantação da barragem de Itaipu.

Salvo algumas introduções pelo homem, a bacia do rio Tibagi provavelmente ainda mantém muito da sua ictiofauna original, tendo em vista o seu isolamento do rio Paraná em função da usina hidrelétrica da represa Capivara, cuja construção é anterior (início de funcionamento em 1975) à da barragem de Itaipu (início de funcionamento em 1984).

### Identificação das Espécies

As espécies de peixes da bacia do rio Tibagi foram identificadas utilizando-se obras de descrição e identificação de peixes da região neotropical, em especial para o alto rio Paraná. Trabalhos mais amplos de identificação utilizados foram os de Britski (1972), Britski *et al.* (1986), Albino (1987) e Langeani (1989). A maior parte dos Characiformes foi identificada segundo Géry

(1977), além de Menezes (1969), Britski & Garavello (1978), Garavello (1979), Menezes & Géry (1983), Garavello & Britski (1987; 1990) e Vari (1991; 1992). Para os Siluriformes, foram utilizados os trabalhos de Eigenmann & Eigenmann (1890), Eigenmann (1918), Boesemann (1968), Mees (1974), Langeani (1990), Bizerril (1994) e Langeani & Araújo (1994). Para os Gymnotoidei foram utilizadas, entre outras, a obra de Mago-Leccia (1978) e a de Campos da Paz (2000). Para a identificação dos Cichlidae, as referências foram Luengo & Britski (1974) e Kullander (1983; 1989). Como poderá ser verificado, muitas espécies foram identificadas provisoriamente, denotando a necessidade de revisão taxonômica para muitos grupos de peixes. É provável que as coleções biológicas sejam os melhores meios para auxiliar nessa questão, além de servirem como um registro histórico da riqueza de espécies. Aquelas espécies com pequenas variações morfológicas ou sabidamente com problemas taxonômicos, mas que não puderam ser diferenciadas da descrição original, foram identificadas com um "aff." (afim a) entre o epíteto genérico e o específico. Aquelas que não puderam ser conferidas com a descrição original foram identificadas com um "cf." entre o epíteto genérico e o específico. Descrições morfológicas pormenorizadas e com ilustrações, assim como o detalhamento da distribuição geográfica dessas espécies, serão posteriormente apresentadas no *Manual de identificação dos peixes da bacia do rio Paranapanema*, que está sendo elaborado por O. Shibatta.

Visando enfatizar a importância da manutenção do maior número possível de diferentes habitats para a preservação da diversidade ictiofaunística, em apêndice são apresentadas breves descrições de cada local onde as espécies foram encontradas. Algumas informações morfológicas também são apresentadas para cada espécie. As classes de tamanho pequeno, médio e grande seguem o mesmo critério utilizado no capítulo 23.

### Estrutura da Comunidade de Peixes da Bacia do Rio Tibagi

As espécies até o momento registradas na bacia do rio Tibagi foram classificadas em seis categorias, de acordo com o ambiente em que foram capturadas: a categoria 1 engloba as 18 espécies capturadas exclusivamente no rio Tibagi; a categoria 2, as 34 espécies capturadas tanto no rio Tibagi como em seus afluentes; a categoria 3, as 32 espécies coletadas no rio Tibagi, em seus afluentes e subafluentes; a categoria 4, as 14 espécies capturadas exclusivamente nos afluentes; a categoria 5, as sete espécies encontradas somente nos subafluentes; a categoria 6 engloba as cinco espécies registradas tanto nos afluentes como nos subafluentes. As espécies pertencentes a cada categoria são relacionadas a seguir.

Categoria 1 (rio Tibagi): *Bunocephalus larai* (fig.16); *Glanidium* sp.; *Leporellus vittatus* (fig.17); *Loricaria prolixa*; *Loricariichthys* cf. *platymetopon*; *Megalancistrus aculeatus*; *Megalonema platanus*; *Myleus tiete*; *Paravandellia oxyptera*; *Pariolius longicauda*; *Pseudocetopsis gobioides*; *Pseudoplatystoma corruscans*; *Rhinelepis aspera*; *Salminus maxillosus*; *Schizodon altoparanae*; *Steindachneridion scripta*; *Sternarchorhynchus britskii*; *Tatia neivai*.

Categoria 2 (rio Tibagi e afluentes): *Acestrorhynchus lacustris* (fig.18); *Apareiodon affinis*; *Apareiodon piracicabae*; *Cichlasoma paranaense* (fig.19); *Clarias gariepinus*; *Crenicichla niederleini*; *Cyphocharax nagelli*; *Eigenmannia virescens*; *Galeocharax knerii*; *Hyphessobrycon eques*; *Hypostomus* aff. *regani*; *Iheringichthys labrosus*; *Leporinus elongatus*; *Leporinus friderici*; *Leporinus macrocephalus*; *Leporinus octofasciatus*; *Leporinus striatus*; *Metynnis* cf. *maculatus*; *Moenkhausia intermedia*; *Parodon tortuosus*; *Pimelodus heraldoi*; *Pimelodus maculatus*; *Pimelodus paranaensis*; *Pini-rampus pirinampu*; *Plagioscion squamosissimus*; *Porotergus ellisi*; *Prochilodus lineatus*; *Pseudopimelodus mangurus*; *Rhinodoras dorbignyi*; *Salminus hilarii*; *Schizodon intermedius*; *Schizodon nasutus*; *Serrasalmus spilopleura*; *Sternopygus macrurus*; *Triporthesus angulatus*.

Categoria 3 (rio Tibagi, afluentes e subafluentes): *Aphyocharax* cf. *anisitsi*; *Astyanax altiparanae*; *Astyanax* cf. *eigenmanniorum*; *Astyanax* cf. *fasciatus*; *Bryconamericus iheringii*; *Callichthys callichthys*; *Characidium* aff. *zebra*; *Corydoras aeneus*; *Corydoras ehrhardti* (fig. 20); *Crenicichla britskii*; *Cyphocharax modestus*; *Geophagus brasiliensis*; *Gymnotus carapo* (fig. 21); *Hemigrammus* cf. *marginatus*; *Hoplias* aff. *malabaricus*; *Hoplosternum littorale*; *Hypostomus* aff. *ancistroides*; *Leporinus amblyrhynchus*; *Leporinus obtusidens*; *Oligosarcus paranensis*; *Oreochromis niloticus*; *Phalloceros caudimaculatus*; *Pimelodella* aff. *avanhandavae*; *Pimelodella* aff. *meeki*; *Poecilia reticulata*; *Rhamdia quelen*; *Serrapinnus notomelas*; *Odontostilbe stenodon*; *Steindachnerina insculpta*; *Synbranchus marmoratus*; *Tilapia rendalli*.

Categoria 4 (afluentes): *Ancistrus* sp.; *Apareiodon ibitiensis*; *Brycon nattereri*; *Corydoras paleatus*; *Hypostomus* aff. *albopunctatus*; *Hypostomus* aff. *myersi* (fig. 22); *Ituglanis* sp.; *Microlepidogaster depressinotus*; *Neoplecostomus paranensis*; *Phenacorhamdia tenebrosa*; *Pyrrhulina australis*; *Rineloricaria latirostris*; *Trichomycterus* sp.2 (fig. 23).

Categoria 5 (subafluentes): *Astyanax* aff. *scabripinnis* (fig. 24); *Characidium* aff. *gomesi*; *Characidium* sp.; *Cnesterodon hypselurus* (fig. 25); *Microglanis* sp.; *Rhamdiopsis* sp.

Categoria 6 (afluentes e subafluentes): *Cetopsorhamdia iheringi* (fig. 26); *Hypostomus* aff. *garmani*; *Imparfinis mirini*; *Imparfinis schubarti*; *Piabina argentea* (fig. 27); *Piabina* sp.; *Trichomycterus* sp.1.

Considerando o total de espécies em cada um dos três tipos de ambiente, é possível observar que foram registrados números muito próximos entre o rio Tibagi (85) e seus afluentes (87), correspondendo a 77,3% e 79,1%, respectivamente, do total geral (tab. 1). Os subafluentes apresentaram 44 espécies (40%), ou seja, pouco menos da metade do número de espécies presentes nos outros ambientes. Do total de espécies da bacia, 66 (60%) não ocorrem nos subafluentes. No entanto, quando são comparadas as porcentagens de espécies de cada ordem, em relação ao total encontrado em cada ambiente, verifica-se que os valores são muito semelhantes (tab. 1). A maior frequência é de Characiformes; em seguida vem Siluriformes, Perciformes, Gymnotiformes, Cyprinodontiformes e Synbranchiformes. Apenas nos subafluentes as porcentagens de Gymnotiformes e Cyprinodontiformes se alteram, com maior frequência de Cyprinodontiformes.

Porém, quando são consideradas as porcentagens de cada ordem taxonômica nas diferentes categorias ambientais (fig. 28), nota-se que as espécies que vivem exclusivamente no rio Tibagi (11,8%) ou nos afluentes (9,1%) pertencem à ordem Siluriformes. Nos subafluentes verifica-se uma maior proporção de Characiformes (2,7%). A ordem Characiformes é a que possui maior porcentagem de espécies com distribuição generalizada, com 18,2% ocorrendo tanto no rio Tibagi como nos afluentes, e 13,6%, no rio Tibagi, nos afluentes e subafluentes.

Quanto à ocorrência das espécies nos ambientes estudados, verifica-se que uma maior porcentagem apresenta-se amplamente distribuída, pois 31,8% (35 espécies) foram encontradas no rio Tibagi e nos afluentes, e 28,2% (31 espécies) foram coletadas tanto no rio Tibagi como nos afluentes e subafluentes (fig. 29). Por outro lado, 18 espécies (16,4%) foram capturadas exclusivamente no rio Tibagi. Porcentagens menores foram verificadas nos afluentes (11,8% — 13 espécies) e subafluentes (5,4% — seis espécies), e sete espécies (6,4%) ocorreram tanto nos afluentes como nos subafluentes.

**Tabela 1.** Número e percentual de espécies por ordem taxonômica, em relação ao total em cada ambiente. O total de cada ambiente foi calculado do total de espécies da bacia (110).

Ambientes	Characiformes	Siluriformes	Gymnotiformes	Perciformes	Cyprinodontiformes	Synbranchiformes	Total
Rio Tibagi	39 (45,9%)	30 (35,3%)	5 (5,9%)	8 (9,4%)	2 (2,4%)	1 (1,2%)	85 (77,3%)
Afluentes	40 (46,0%)	32 (37,9%)	4 (4,6%)	7 (8,0%)	2 (2,3%)	1 (1,1%)	86 (78,2%)
Subafluentes	20 (45,4%)	15 (34,1%)	2 (2,3%)	4 (9,1%)	3 (6,8%)	1 (2,3%)	45 (40,9%)



Figura 16. *Bunocephalus larai* (CP = 47 mm). (Foto: O.A. Shibatta)



Figura 22. *Hypostomus* aff. *myersi* (CP = 69,6 mm). (Foto: O.A. Shibatta)



Figura 17. *Leporellus vittatus* (CP = 105 mm). (Foto: O.A. Shibatta)



Figura 23. *Trichomycterus* sp.2 (CP = 65 mm). (Foto: O.A. Shibatta)



Figura 18. *Acestrorhynchus lacustris* (CP = 235 mm). (Foto: O.A. Shibatta)



Figura 24. *Astyanax* aff. *scabripinnis* (CP = 67,2 mm). (Foto: O.A. Shibatta)



Figura 19. *Cichlasoma paranaense* (CP = 70 mm). (Foto: O.A. Shibatta)



Figura 25. *Cnesterodon hypselurus* (CP = 20,36 mm). (Foto: O.A. Shibatta)



Figura 20. *Corydoras ehrhardti* (CP = 35,2 mm). (Foto: O.A. Shibatta)



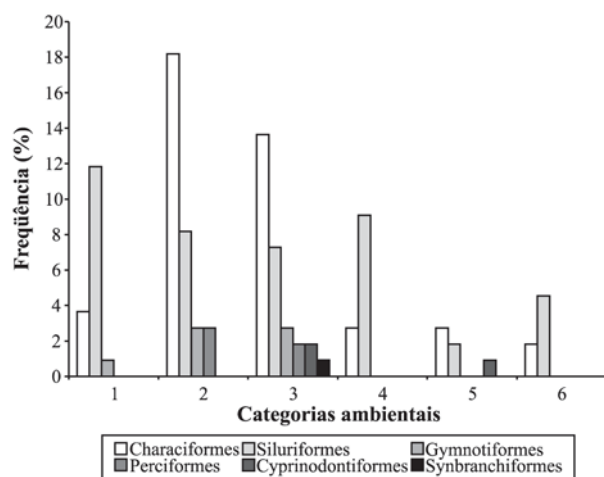
Figura 26. *Cetopsorhamdia iheringi* (CP = 41,05 mm). (Foto: O.A. Shibatta)



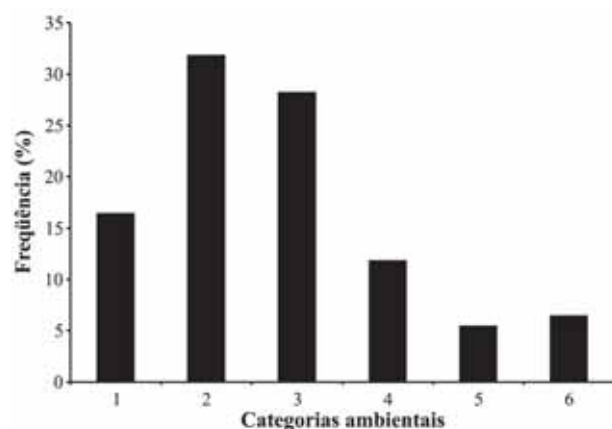
Figura 21. *Gymnotus carapo* (CP = 172 mm). (Foto: O.A. Shibatta)



Figura 27. *Piabina argentea* (CP = 45 mm). (Foto: O.A. Shibatta)



**Figura 28.** Percentagem de espécies por ordem taxonômica em cada categoria ambiental: 1 - Rio Tibagi; 2 - Rio Tibagi e afluentes; 3 - Rio Tibagi, afluentes e subafluentes; 4 - Afluentes; 5 - Subafluentes; 6 - Afluentes e subafluentes.



**Figura 29.** Distribuição da porcentagem de espécies de peixes em cada categoria ambiental: 1 - Rio Tibagi; 2 - Rio Tibagi e afluentes; 3 - Rio Tibagi, afluentes e subafluentes; 4 - Afluentes; 5 - Subafluentes; 6 - Afluentes e subafluentes.

Na bacia do rio Tibagi há predomínio de espécies de pequeno porte; em seguida vêm as de tamanho médio, havendo um número reduzido de espécies de grande porte (tab. 2). Depreende-se, pela análise da tabela 2, que os afluentes e subafluentes são locais importantes para a manutenção da diversidade de peixes da bacia como um todo. Algumas espécies que atingem médio

ou grande porte foram observadas nos afluentes e subafluentes apenas na fase jovem. Espécies de grande porte e de interesse comercial como *Salminus maxillosus*, *Pseudoplatystoma corruscans* e *Steindachneridion scripta* foram capturadas apenas no rio Tibagi, mas outras, como *Leporinus elongatus*, *Pinirampus pirinampu* e *Prochilodus lineatus*, são frequentes, também, nos afluentes. As espécies que ocorrem exclusivamente nos afluentes ou nos subafluentes, em sua maioria têm pequeno porte, e poucas atingem tamanho médio. Todas as espécies comuns aos afluentes e subafluentes são de pequeno porte.

### Estado de Conservação e Espécies Ameaçadas

É difícil avaliar o estado de conservação das populações de peixes neotropicais com os métodos atualmente em uso. A frequência dos exemplares capturados pode ser influenciada pela metodologia utilizada, em decorrência de sua possível seletividade. Outro problema que distorce tal tipo de avaliação é a ausência de captura de espécies que habitam locais pouco explorados ou muito específicos, tais como a calha dos rios. Em consequência, estimativas ecológicas de estrutura e tamanho populacionais são escassas. Entretanto, apesar de todas as dificuldades impostas pela metodologia utilizada, é possível apresentar observações decorrentes das várias expedições de coleta nos diversos ambientes da bacia do rio Tibagi.

Determinadas espécies, por exemplo, são extremamente raras ou restritas a algumas regiões ou ambientes da bacia. Nesse contexto, ressalta-se a espécie *Brycon nattereri*, que foi capturada apenas no rio Iapó. Aparentemente, as características lóticas desse rio (que apresenta inúmeras corredeiras) e a presença de mata ciliar com árvores frutíferas constituem condições adequadas à sobrevivência da espécie nesse ambiente. Entretanto, a presença de uma fábrica de papel e celulose em sua cabeceira, no município de Castro, emitindo efluentes na água, a torna vulnerável à extinção. Deve-se destacar que o Parque Estadual Guartelá, localizado no cânion do rio Iapó, desempenha papel importante na manutenção da espécie.

**Tabela 2.** Número e percentual de espécies por classe de tamanho, em relação ao total observado em cada categoria ambiental e ao total geral.

Categorias ambientais	Tamanho pequeno (<20 cm)	Tamanho médio (>20 e <40 cm)	Tamanho grande (>40 cm)	Total
1	6 (33,3%)	7 (38,9%)	5 (27,8%)	18 (16,4%)
2	15 (42,8%)	13 (37,1%)	7 (20,0%)	35 (31,8%)
3	21 (67,7%)	6 (19,4%)	4 (12,9%)	31 (28,2%)
4	11 (84,6%)	2 (15,4%)	-	13 (11,8%)
5	6 (100,0%)	-	-	6 (5,4%)
6	6 (100,0%)	1 (14,3%)	-	7 (6,4%)
<b>Total</b>	<b>65 (59,1%)</b>	<b>29 (26,4%)</b>	<b>16 (14,5%)</b>	<b>110 (100,0%)</b>

Outra espécie rara é *Salminus maxillosus*, o dourado, que pode ser capturada ao longo da bacia, inclusive no baixo Tibagi, porém ocorre em número reduzido de espécimes. Exemplares de grande porte também não são facilmente capturados, o que indica interferências no crescimento dos indivíduos. Como as pescas profissional e esportiva são incipientes na bacia, alterações ambientais podem ser os principais fatores relacionados a esse fenômeno.

*Pseudoplatystoma corruscans*, o pintado, está presente em maior quantidade que o dourado, mas também não é uma espécie abundante. Geralmente é capturado no rio Tibagi em regiões com corredeiras e relativamente preservadas, como nas localidades de Apucarana e Sapopema.

Espécies menos conspícuas, como *Myleus tiete*, *Bunocephalus larai*, *Cnesterodon hypselurus* e *Rhamdiopsis* sp. não são freqüentemente capturadas, ou têm distribuição muito restrita na bacia. As duas primeiras pertencem ao grupo de espécies pouco coletadas, sendo que *B. larai* é de difícil captura por viver no fundo do rio, entre pedras e folhas. *Myleus tiete* é uma espécie de médio porte que não é freqüentemente encontrada. Provavelmente, sua situação seja semelhante à de *Brycon nattereri*, com os indivíduos dependendo de ambientes bastante oxigenados e com mata ciliar. *Cnesterodon hypselurus* e *Rhamdiopsis* sp. têm distribuição restrita na bacia e são conhecidas de lugares muito particulares. *Cnesterodon hypselurus* foi coletada apenas na cabeceira de um afluente do rio Guaricanga, subafluente do rio Iapó. Nas várias tentativas de captura a poucos metros a jusante da cabeceira, nenhum exemplar dessa espécie foi coletado. Dessa forma, e levando em conta o elevado grau de degradação verificado no local, *Cnesterodon hypselurus* pode ser considerada em perigo de extinção na bacia do rio Tibagi. *Rhamdiopsis* sp. é conhecida da lagoa Dourada (município de Ponta Grossa), sendo que apenas um exemplar foi capturado até o momento. Embora não seja possível determinar o seu status de ameaça, sua raridade sugere a necessidade de cuidados para a preservação do ambiente onde vive, justificando a existência do Parque Estadual de Vila Velha.

### Espécies Introduzidas

Sete espécies introduzidas complementam a lista de peixes da bacia do rio Tibagi. Duas fontes diferentes de introdução dessas espécies podem ser consideradas: a acidental e a deliberada (*sensu* Agostinho & Júlio Jr., 1996). A introdução acidental geralmente está relacionada aos escapes de piscicultura, principalmente em épocas de chuva.

Orsi & Agostinho (1999) registraram 12 espécies introduzidas na bacia do rio Tibagi, e estimaram que pelo menos 1.292.000 exemplares escaparam para o rio Tibagi nos meses de janeiro, fevereiro e março de

1997. Entretanto, dessas espécies apenas três foram capturadas durante os levantamentos realizados: *Clarias gariepinus*, *Oreochromis niloticus* e *Leporinus macrocephalus*.

O bagre-africano (*Clarias gariepinus*) foi capturado em algumas coletas no médio Tibagi, o que é bastante preocupante, pois trata-se de um predador voraz. Entretanto, ainda não foi encontrada nenhuma evidência de que esteja se reproduzindo no rio Tibagi

A tilápia-do-nylo (*Oreochromis niloticus*) esteve presente em alguns trechos do ribeirão Três Bocas e no rio Tibagi na localidade de Sertanópolis. Juntamente com ela, foi possível capturar uma outra tilápia, a tilápia-do-congo (*Tilapia rendalli*), provavelmente introduzida há mais tempo na bacia. Trazida para o Brasil na década de 50 (Agostinho & Julio Jr., 1996), atualmente seu cultivo é reduzido, em função da preferência dos piscicultores pela tilápia-do-nylo.

*Leporinus macrocephalus*, apesar de comum na bacia do rio Paraguai, pode ser considerada alóctone para a bacia do rio Tibagi, não ocorrendo em outros rios da região do alto Paraná. Foi poucas vezes coletada e ainda não há uma avaliação de seu sucesso reprodutivo no novo ambiente.

As demais espécies citadas no trabalho de Orsi & Agostinho (1999) não foram capturadas até o momento na bacia do rio Tibagi. Entretanto, o tucunaré (*Cichla monoculus*) já foi registrado na represa Capivara, na localidade de Alvorada do Sul, o que aponta para a possibilidade de que venha a alcançar o rio Tibagi. Esse peixe se enquadra na outra forma de introdução, a deliberada. Com a intenção de aumentar o estoque pesqueiro, houve campanhas para a sua introdução na bacia. A idéia de que essa espécie trará benefícios econômicos, com o desenvolvimento da atividade de pesca amadora, é equivocada, pois coloca as espécies nativas em risco de extinção.

*Triportheus angulatus* (sardinha-papuda) e *Plagioscion squamosissimus* (corvina) também foram deliberadamente introduzidas no rio Paranapanema e, tendo alcançado o rio Tibagi, hoje estão estabelecidas e são freqüentes na localidade de Sertanópolis (ver o capítulo 24). O impacto provocado pela corvina na comunidade de peixes local já está sendo estudado. Após o seu registro, foi constatado o declínio populacional de *Acestorhynchus lacustris* e *Serrasalmus spilopleura*.

Outra espécie de provável introdução deliberada é o guaru (*Poecilia reticulata*), pois é freqüente que aquaristas liberem esse peixe nos rios após perderem o interesse em mantê-lo em cativeiro. Ao contrário de *Phalloceros caudimaculatus*, espécie nativa, *P. reticulata* prefere águas mais calmas e é tolerante a águas poluídas. Quando abundante, pode indicar ambientes alterados, de onde desapareceram espécies predadoras e competidoras.

A introdução de espécies tem conseqüências imprevisíveis sobre a fauna local, devendo ser evitada. É

possível que, além da competição por recursos e da predação de espécies nativas, haja o perigo da introdução de novas doenças e parasitas. Estudos a longo prazo ainda deverão ser realizados para o exame dos impactos provocados pela introdução de peixes na bacia do rio Tibagi.

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados apresentados neste capítulo evidenciam que na bacia do rio Tibagi, diferenciada em três tipos de ambiente (rio Tibagi, afluentes e subafluentes), vivem distintas assembléias de peixes.

Para que qualquer um desses ambientes possa ser utilizado ou manejado da maneira menos impactante possível, é importante compreender como é utilizado pelas espécies. As interferências antrópicas desordenadas, em um ou mais ambientes, podem trazer consequências negativas a outros ambientes e a toda uma região. Ainda, pode ocorrer a redução da diversidade e até mesmo a extinção de espécies. Assim, mesmo com o volume de informações obtido com os estudos atuais na bacia no baixo Tibagi, ainda faltam ser amostrados muitos tributários em regiões ainda pouco exploradas, como no médio e no alto Tibagi. Detalhes quanto à utilização desses ambientes por determinadas espécies durante o ciclo de vida devem ser melhor avaliados, junto com a ampliação do número de tributários.

### Referências Bibliográficas

- Agostinho, A.A. & Júlio Jr., H.F. 1996. Ameaça ecológica: peixes de outras águas. *Ciência Hoje*, 21:36-44.
- Agostinho, A.A. & Júlio Jr., H.F. 1999. Peixes da bacia do alto rio Paraná. In: Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. R.H. Lowe-McConnell (ed.). Edusp, São Paulo. pp.374-400.
- Agostinho, A.A.; Bini, L.M. & Gomes, L.C. 1997. Ecologia de comunidades de peixes da área de influência do reservatório de Segredo. In: Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. A.A. Agostinho & L.C. Gomes (eds.). Eduem, Maringá. pp.97-111.
- Albino, A.L.D. 1987. Estudo sobre a fauna de peixes da bacia do rio Jacaré-Guaçu (estado de São Paulo) com uma avaliação preliminar de dois barramentos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- Benine, R.C. 1996. Levantamento da ictiofauna do ribeirão Três Bocas, bacia do rio Tibagi, Londrina, PR (Characiformes). Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Bennemann, S.T.; Silva-Souza, A.T. & Rocha, G.R.A. 1995. Composición ictiofaunística en cinco localidades de la cuenca del rio Tibagi PR - Brasil. *Interciencia*, 20:7-13.
- Bizerril, C.A.S.F. 1994. Descrição de uma nova espécie de *Trichomycterus* (Siluroidei, Trichomycteridae) do estado de Santa Catarina, com uma sinopse da composição da família Trichomycteridae no leste brasileiro. *Arq. Biol. Tecnol.*, 37:617-625.
- Bockmann, F.A.; Castro, R.M.C. & Bizerril, C.R.S.F. 1996. Sistemática e biogeografia dos bagres do gênero *Rhamdiopsis* Haseman, 1911 (Siluriformes, Pimelodidae). In: Resumos do XXI Congresso Brasileiro de Zoologia (Porto Alegre, RS), p.172.
- Boeseman, M. 1968. The genus *Hypostomus* Lacépède, 1803, and its surinam representatives (Siluriformes, Loricariidae). *Zool. Verhand.*, 99:1-89.
- Böhlke, J.E.; Weitzman, S.H. & Menezes, N.A. 1978. Estado atual da sistemática dos peixes de água doce da América do Sul. *Acta Amaz.*, 8:657-677.
- Bonetto, A.A. 1986. The Paraná river system. In: The ecology of river systems. B.R. Davies & K.F. Walker (eds.). Dr. Junk Publ., The Netherlands. pp.541-556.
- Britski, H.A. 1972. Peixes de água doce do estado de São Paulo. In: Poluição e piscicultura. Comissão Internacional da Bacia Paraná-Paraguai (ed.). São Paulo.
- Britski, H.A. & Garavello, J.C. 1978. Sobre *Leporinus octofasciatus* Steindachner da bacia do Paraná (Pisces, Anostomidae). *Pap. Avul. Zool.*, 31:237-250.
- Britski, H.A.; Sato, Y. & Rosa, A.B.S. 1986. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias. CODEVASF, Brasília.
- Campos da Paz, R. 2000. On *Sternarchorhynchus* Castealneu: a south american electric knife-fish, with descriptions of two new species (Ostariophysi: Gymnotiformes: Apterodontidae). *Copeia*, 2000:521-535.
- Carvalho, E.D.; Silva, V.F.B.; Fujihara, C.Y.; Henry, R. & Foresti, F. 1998. Diversity of fish species in the river Paranapanema – Jurumirim reservoir transition region (São Paulo, Brazil). *Ital. J. Zool.*, 65(suppl):325-330.
- Castro, R.M.C. & Menezes, N.A. 1998. Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do estado de São Paulo. In: Biodiversidade do estado de São Paulo, Brasil. 6. Vertebrados. R.M. Castro (ed.). Fapesp, São Paulo. pp.3-13.
- Dias, J.H.P. & Garavello, J.C. 1998. Ecological studies on the fish community of Salto Grande reservoir, Paranapanema river basin, São Paulo, Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 2228-2231.
- Eigenmann, C.H. 1918. The Pygidiidae, a family of south american catfishes. *Memoirs of the Carnegie Museum*, 7:259-398.
- Eigenmann, C.H. & Eigenmann, R.S. 1890. A revision of south american nemathognathi or cat-fishes. *Occ. Pap. Calif. Acad. Sci.*, 1:1-508.
- Garavello, J.C. 1979. Revisão taxonômica do gênero *Leporinus* Spix, 1829. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Garavello, J.C. & Britski, H.A. 1987. Duas novas espécies do gênero *Leporinus* Spix, 1829 da bacia do alto Paraná (Teleostei, Anostomidae). *Com. Mus. Ciênc. PUCRS*, 44:153-165.
- Garavello, J.C. & Britski, H.A. 1990. Duas novas espécies do gênero *Schizodon* Agassiz da bacia do alto Paraná, Brasil, América do Sul (Ostariophysi, Anostomidae). *Naturalia*, 15:153-170.
- Garavello, J.C.; Pavanelli, C.S. & Suzuki, H.I. 1997. Caracterização da ictiofauna do rio Iguazu. In: Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. A.A. Agostinho & L.C. Gomes (eds.). Eduem, Maringá. pp.61-84.
- Géry, J. 1977. Characoids of the world. TFH Publications, USA.
- Kullander, S.O. 1983. A revision of the south american cichlid genus *Cichlasoma*. *Swedish Mus. Nat. Hist.*, Stockolm.
- Kullander, S.O. 1989. The cichlids of Surinam. E.J. Brill, Leiden.
- Langeani, F. 1989. Ictiofauna do alto curso do rio Tietê (SP): taxonomia. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Langeani, F. 1990. Revisão do gênero *Neoplecostomus* Eigenmann & Eigenmann, 1888, com a descrição de quatro novas espécies do Sudeste brasileiro (Ostariophysi, Siluriformes, Loricariidae). *Comum. Mus. Ciênc. PUCRS*, sér. zool., 3:3-31.
- Langeani, F. & Araujo, R.B. 1994. O gênero *Rineloricaria* Bleeker, 1862 (Ostariophysi, Siluriformes) na bacia do rio Paraná superior: *Rineloricaria pentamaculata* sp.n. e *Rineloricaria latirostris* (Boulenger, 1900). *Comum. Mus. Ciênc. Tecnol. PUCRS*, sér. zool., 7:151-166.
- Lowe-McConnell, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Edusp, São Paulo.



- Luengo, J.A. & Britski, H.A. 1974. Una *Crenicichla* nueva del rio Paraná, Brasil (Osteichthyes, Cichlidae). Acta Biol. Venez., 8:553-565.
- Maack, R. 1968. Geografia física do estado do Paraná. J. Olympio, Rio de Janeiro.
- Mago-Leccia, F. 1978. Los peces de la familia Sternopygidae de Venezuela. Acta Cient. Venez., 29(supl. 1).
- Mees, G.F. 1974. The Auchenipteridae and Pimelodidae of Suriname (Pisces, Nematognathi). Zool. Verhand., 132:1-256.
- Menezes, N.A. 1969. Systematics and evolution of the tribe Acestrorhynchini (Pisces, Characidae). Arqs. Zool. Est. São Paulo, 18:1-150.
- Menezes, N.A. 1996. Methods for assessing freshwater fish diversity. In: Biodiversity in Brazil: a first approach. C.E. de M. Bicudo & N.A. Menezes. CNPq, São Paulo. pp.289-295.
- Menezes, N.A. & Géry, J. 1983. Seven new Acestrorhynchini characid species (Osteichthyes, Ostariophysi, Characiformes) with comments on the systematics of the group. Rev. Suisse Zool., 3:563-592.
- Orsi, M.L. & Agostinho, A.A. 1999. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da bacia do rio Paraná, Brasil. Revta. bras. Zool., 16:557-560.
- Schaeffer, S.A. 1998. Conflict and resolution: impact of new taxa on phylogenetic studies of the neotropical cascudinhos (Siluroidei: Loricariidae). In: Phylogeny and classification of neotropical fishes. L.R. Malabarba; R.E. Reis; R.P. Vari; Z.M.S. Lucena, & C.A.S. Lucena. EDIPUCRS, Porto Alegre. pp.375-400.
- Vari, R.P. 1991. Systematic of the neotropical Characiform genus *Seindachnerina* Fowler (Pisces: Ostariophysi). Smith. Contr. Zool., 507:1-118.
- Vari, R.P. 1992. Systematic of the neotropical Characiform genus *Cyphocharax* Fowler (Pisces: Ostariophysi). Smith. Contr. Zool., 529:1-137.

## Apêndice

Caracterização ecológica e morfológica das espécies de peixes da bacia do rio Tibagi.

### Ordem Characiformes

#### Família Erythrinidae

*Hoplias* aff. *malabaricus* (Bloch, 1794) — traíra  
Corpo fusiforme. Coloração castanha-clara, com manchas castanha-escuras. Médio a grande porte. Vive no fundo, em locais mais calmos, próximos à margem. Com ampla distribuição na bacia do rio Tibagi, é capturada tanto no rio Tibagi como em seus afluentes e subafluentes.

#### Família Lebiasinidae

*Pyrhulina australis* Eigenmann & Kennedy, 1903  
Corpo alongado, ligeiramente cilíndrico. Boca terminal. Escamas grandes. Coloração castanha-clara, com uma mancha na nadadeira dorsal e uma listra negra atravessando horizontalmente os olhos. Pequeno porte. Vive em locais de pouca correnteza. Foi capturada no ribeirão dos Apertados.

#### Família Characidae

*Aphyocharax* cf. *anisitsi* Eigenmann & Kennedy, 1903 — lambarizinho  
Corpo alongado, comprimido. Boca terminal. Coloração castanha-clara, com a nadadeira caudal avermelhada. Pequeno porte. Prefere locais calmos, em meio à vegetação aquática. Pode ser capturada nos rios Congonhas e Tibagi e no ribeirão Taquari.

*Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 — lambari-de-rabo-amarelo ou tambuí  
Corpo alto, prateado, com nadadeiras amareladas. Mancha umeral elíptica de cor castanha-escura. Pequeno porte. Vive entre a vegetação submersa e em águas menos turbulentas. Espécie amplamente distribuída na bacia, foi coletada tanto no rio Tibagi como em seus afluentes e subafluentes.

*Astyanax* cf. *eigenmanniorum* (Cope, 1894) — lambari  
Corpo alto e nadadeiras avermelhadas. Mancha umeral alongada verticalmente. Pequeno porte e geralmente coletada com *Astyanax fasciatus*. Foi capturada em grandes quantidades na lagoa artificial formada pelo represamento do ribeirão Marrequinha, no rio Tibagi e em locais de correnteza e remanso dos afluentes e subafluentes.

*Astyanax* cf. *fasciatus* (Cuvier, 1819) — lambari-de-rabo-vermelho  
Corpo alongado, fusiforme. Apresenta uma listra prateada ao longo do corpo. Mancha umeral alongada verticalmente. Pequeno porte. Prefere locais de correnteza, principalmente no canal de afluentes, o que condiz com o formato de seu corpo, mais alongado que o de suas congêneres. Vive tanto no rio Tibagi como em seus afluentes e subafluentes.

*Astyanax* aff. *scabripinnis* (Jenyns, 1842) — lambari  
Corpo fusiforme. Coloração castanha-clara; algumas populações têm as nadadeiras caudal e anal avermelhadas. Pequeno porte. Vive em cardumes como as outras espécies de lambari, mas não é muito ativa. Foi coletada em locais mais calmos e sempre perto do fundo, nas cabeceiras dos subafluentes.

*Brycon nattereri* — pirapitinga  
Corpo fusiforme. Coloração prateada, com uma mancha escura na base da nadadeira caudal. Nadadeiras amarela-claras. Médio porte. Capturada apenas no rio Iapó, em trecho de muita correnteza.

---

*Bryconamericus iheringii* Boulenger, 1887 — lambari

Corpo fusiforme. Coloração amarela-clara. Pequeno porte. Semelhante a *Piabina argentea*, diferindo pela denteção do pré-maxilar (duas séries de dentes em *Bryconamericus* e três em *Piabina*). Normalmente capturada com *Astyanax* aff. *scabripinnis*, *A. cf. eigenmanniorum* ou *A. cf. fasciatus*. Ocorre no rio Tibagi, porém é mais comum nos afluentes, subafluentes e lagos.

*Galeocharax knerii* (Steindachner, 1879) — saicanga

Região supra-occipital com gibosidade. Coloração castanha-clara, com nadadeiras hialinas. Pequeno porte. Vive em águas com pouca correnteza. Espécie raramente capturada no rio Tibagi e em seus afluentes.

*Hemigrammus cf. marginatus* Ellis, 1911 — pequira

Corpo fusiforme. Coloração castanha-clara. Possui uma mancha escura em cada lóbulo caudal. Pequeno porte. Vive entre a vegetação. Encontrada no rio Tibagi e em alguns afluentes e subafluentes.

*Hyphessobrycon eques* (Steindachner, 1882) — mato-grosso

Corpo fusiforme. Coloração avermelhada, com mancha umeral escura alongada verticalmente. Nadadeira dorsal com uma mancha escura e nadadeira anal margeada de negro. Pequeno porte. Vive em meio à vegetação, na zona litorânea. É bastante comum no rio Tibagi e em alguns de seus afluentes.

*Metynnis cf. maculatus* (Kner, 1860) — pacuzinho

Corpo alto, prateado, com pequenas manchas escuras na região dorsal e em parte da ventral. Nadadeira adiposa alongada. Possui dimorfismo sexual; os machos apresentam a região anterior da nadadeira anal mais desenvolvida. Pequeno porte. Prefere locais calmos, em meio à vegetação. Capturada nos rios Tibagi e Congonhas nas localidades de Sertanópolis e Sertaneja, respectivamente.

*Moenkhausia intermedia* (Eigenmann, 1908) — lambari

Corpo fusiforme. Coloração prateada, com manchas escuras nas extremidades da nadadeira caudal. Pequeno porte. Prefere águas calmas e vive perto da superfície. Coletada no rio Tibagi e em seus afluentes.

*Myleus tiete* Eigenmann & Norris, 1900 — pacu-prata

Corpo alto. Coloração prateada. Nadadeira adiposa alongada. Porte pequeno a médio. Foi coletada apenas no rio Tibagi, sendo uma espécie rara na bacia.

*Oligosarcus paranensis* Menezes & Géry, 1983 — saicanga

Corpo fusiforme. Coloração castanha-clara, com nadadeiras avermelhadas. Porte médio. Vive em meio a *Astyanax eigenmanniorum* e *A. fasciatus*. Foi capturada no rio Tibagi, em seus afluentes e subafluentes.

*Piabina argentea* Reinhardt, 1866 — lambari

Corpo fusiforme. Tem uma faixa prateada ao longo do corpo e colorido amarelo-claro. Pequeno porte. Foi capturada junto com *Bryconamericus* aff. *exodon*. Vive em locais de pouca correnteza, nos afluentes e subafluentes.

*Piabina* sp. — lambari

Semelhante a *Bryconamericus iheringii*, porém possui corpo menos alongado e não tem a mancha escura após a mancha umeral. Vive em locais com águas mais correntes, nos afluentes e subafluentes.

*Salminus hilarii* Valenciennes, 1829 — tabarana

Corpo fusiforme. Coloração prateada, com nadadeiras avermelhadas, várias listras longitudinais ao longo do corpo e uma mancha escura alongada na base e na nadadeira caudal. Peixe de médio porte. Espécie coletada em águas rápidas do rio Tibagi e de seus grandes tributários.

*Salminus maxillosus* Valenciennes, 1840 — dourado

Corpo fusiforme. Coloração amarelada, com várias listras longitudinais irregulares e uma mancha escura alongada na base da nadadeira caudal. Peixe de grande porte, comercialmente importante, porém raro. Espécie encontrada em águas rápidas do rio Tibagi.

*Serrapinnus notomelas* (Eigenmann, 1915) — pequira

Corpo fusiforme. Apresenta coloração prateada, uma mancha escura na base da nadadeira caudal e os primeiros raios da nadadeira dorsal escuros. Pequeno porte. Prefere águas mais calmas e pode ser encontrada nadando em locais mais abertos. Muito comum no rio Tibagi, em lagoas e em alguns afluentes e subafluentes.

*Odontostilbe stenodon* (Eigenmann, 1915) — pequira

Semelhante à espécie anterior quanto ao padrão da coloração; difere por ser mais alongada e por não

---

possuir a nadadeira dorsal escura. Prefere águas correntes. Coletada no rio Tibagi, em seus afluentes e subafluentes.

*Serrasalmus spilopleura* Kner, 1860 — pirambeba

Corpo alto, circular. Possui coloração prateada, com uma faixa escura próxima à margem da nadadeira caudal. Região ventral serrilhada. Dentes fortes e afiados. Pequeno a médio porte. Prefere as águas amplas do rio Tibagi, em locais mais tranquilos. Também é possível capturá-la em algumas lagoas e em alguns afluentes.

*Triportheus angulatus* (Spix & Agassiz, 1829) — sardinha-papuda

Região ventral mais desenvolvida e em forma de quilha logo após a cabeça. Coloração prateada, com uma mancha escura na base e outra na porção mediana da nadadeira caudal. Peixe de médio porte. Espécie alóctone, entretanto não se conhece detalhes de sua introdução. Foi coletada no rio Tibagi na localidade de Sertanópolis, e nos afluentes próximos a essa localidade.

#### Família Acestorhynchidae

*Acestorhynchus lacustris* (Reinhardt, 1874) — peixe-cachorro

Corpo alongado. Nadadeiras dorsal e anal após o meio do corpo. Nadadeira caudal bifurcada. Dentes cônicos de diferentes tamanhos. Apresenta a coloração do corpo prateada, com uma mancha umeral escura arredondada e nadadeiras amareladas. Porte médio. Prefere águas mais calmas e é um predador ativo. Pode ser capturado principalmente no rio Tibagi (nas localidades de Sapopema e Sertanópolis) e em seus afluentes.

#### Família Crenuchidae

*Characidium* aff. *gomesi* Travassos, 1956 — canivete

Corpo alongado. Boca inferior. Nadadeiras peitorais largas com inserção ventral. Coloração castanha-clara, com faixas escuras no tronco. Pequeno porte. Foi capturada em locais de corredeira e entre rochas, geralmente acomodada no fundo, em subafluentes.

*Characidium* aff. *zebra* Eigenmann, 1909 — canivete

Corpo alongado. Boca inferior. Nadadeiras peitorais largas com inserção ventral. Coloração castanha-clara, com faixas escuras no tronco e listras ao longo do corpo. Pequeno porte. Foi encontrada junto com *C. cf. gomesi*, com a qual pode ser confundida (difere por ter escamas na região do istmo). Vive em locais de corredeira, de maneira semelhante à espécie anterior. Amplamente distribuída na bacia, é capturada no rio Tibagi, em seus afluentes e subafluentes.

*Characidium* sp. — canivete

Semelhante às espécies anteriores. Difere no padrão do colorido, onde apresenta nadadeiras mais listradas. Foi capturada em um afluente do rio Iapó.

#### Família Anostomidae

*Leporellus vittatus* (Valenciennes, 1859) — perna-de-moça

Corpo alongado, quase cilíndrico. Boca terminal. Coloração castanha-clara, com três faixas escuras ao longo do corpo, cinco faixas na nadadeira caudal e uma mancha na nadadeira dorsal. Pequeno a médio porte. Prefere águas correntes. Foi capturada no rio Tibagi nas localidades de Sapopema e Sertanópolis.

*Leporinus amblyrhynchus* Garavello & Britski, 1987 — piava

Corpo alongado, quase cilíndrico. Coloração castanha-clara, com uma faixa longitudinal escura e cerca de 12 barras escuras acima dessa faixa. Pequeno porte. Coletada em águas correntes do rio Tibagi, de seus afluentes e subafluentes.

*Leporinus elongatus* Valenciennes, 1849 — piapara

Corpo alongado, fusiforme. Coloração prateada, com a região dorsal castanha-esverdeada e nadadeiras ventral e anal amareladas. Boca subinferior. Grande porte. É uma espécie migratória que prefere o rio Tibagi, mas os juvenis podem ser encontrados nos afluentes.

*Leporinus friderici* (Bloch, 1794) — piau

Corpo alongado, fusiforme. Possui manchas escuras elípticas no corpo. Pequeno a médio porte. Capturada no rio Tibagi e em seus afluentes. Vive em meio a rochas e vegetação submersa.

*Leporinus macrocephalus* Garavello & Britski, 1988 — piavuçu

Corpo alongado, fusiforme. Coloração castanha, com três manchas escuras difusas no tronco. Cabeça com a região ventral amarelada. Espécie alóctone, proveniente das bacias do rio Paraguai e do baixo rio Paraná. Capturada no rio Tibagi e em seus afluentes.

*Leporinus obtusidens* (Valenciennes, 1847)

Uma das espécies conhecidas como piapara, pelo padrão do colorido e por seu grande porte. Entretanto, difere de *L. elongatus* pela conformação da cabeça e por apresentar boca terminal. É uma espécie migratória que prefere o rio Tibagi, mas alguns juvenis podem ser encontrados nos afluentes e

subafluentes.

*Leporinus octofasciatus* Steindachner, 1817 — campineiro

Corpo alongado, aproximadamente cilíndrico. Possui oito faixas no tronco e nadadeiras avermelhadas. Pequeno a médio porte. Prefere águas correntes. Com ampla distribuição na bacia, é capturado no rio Tibagi e em seus afluentes.

*Leporinus striatus* Kner, 1859 — piauzinho

Corpo alongado, cilíndrico. Boca terminal. Coloração castanha-clara, com listras escuras ao longo do corpo. Pequeno porte. Prefere águas limpas e com pouca correnteza. Pode ser capturado no rio Congonhas na localidade de Sertaneja, e no rio Tibagi nas localidades de Sertanópolis, Sapopema e Ipiranga.

*Schizodon altoparanae* Garavello & Britski, 1990 — piava

Corpo fusiforme. Coloração prateada. Pequeno a médio porte. Capturada apenas no rio Tibagi, é uma espécie rara.

*Schizodon intermedius* Garavello & Britski, 1990 — piava-quatro-pintas

Corpo alongado, aproximadamente fusiforme. Possui coloração prateada, com a região dorsal castanha-escura e manchas negras no corpo. Médio porte. Vive em locais calmos, próximos à margem e em meio à vegetação. Capturada na localidade de Sertanópolis nos rios Tibagi e Congonhas.

*Schizodon nasutus* Kner, 1859 — taguara, chimboré

Corpo alongado, quase fusiforme. Boca subinferior. Possui listras escuras ao longo do corpo, quando jovem, e coloração prateada, com uma mancha escura na base da nadadeira caudal, quando adulta. Porte médio. Prefere águas correntes e pode ser coletado no rio Tibagi e em tributários maiores.

#### Família Prochilodontidae

*Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) — curimba

Corpo alto, aproximadamente fusiforme. Coloração prateada. Lábios desenvolvidos e com pequenos dentes. Médio a grande porte. É um peixe de piracema. Capturada no rio Tibagi e em alguns de seus afluentes.

#### Família Curimatidae

*Cyphocharax modestus* (Fernandez-Yepez, 1948) — papa-terra, saguiru

Corpo fusiforme. Possui coloração prateada, e uma mancha escura na base da nadadeira caudal. Prefere locais calmos, com bastante matéria orgânica de origem vegetal depositada no fundo. Pequeno porte. Espécie amplamente distribuída, capturada tanto no rio Tibagi como em seus afluentes e subafluentes.

*Cyphocharax nagelli* (Steindachner, 1881) — papa-terra, saguiru

Corpo fusiforme, mais alongado que o da espécie anterior. O padrão do colorido é prateado, com uma mancha escura na base da nadadeira caudal. Pequeno porte. Espécie rara, foi capturada apenas no rio Tibagi e afluentes, na localidade de Sertanópolis.

*Steindachnerina insculpta* (Fernandez-Yepez, 1948) — papa-terra, saguiru

Corpo fusiforme. Coloração castanha-clara, com uma listra ao longo do corpo. Pequeno porte. Vive em locais calmos, com matéria orgânica de origem vegetal no substrato. Espécie amplamente distribuída, é capturada tanto no rio Tibagi como em seus afluentes e subafluentes.

#### Família Parodontidae

*Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879) — canivete

Corpo alongado. Nadadeiras peitorais bem desenvolvidas, com inserção ventral. Possui duas listras longitudinais ao longo do corpo e faixas transversais mais claras. Pequeno a médio porte. Ampla distribuição na bacia. É geralmente capturada no rio Tibagi e em seus afluentes.

*Apareiodon ibitiensis* Campos, 1944 — canivete

Corpo alongado. Nadadeiras peitorais bem desenvolvidas, com inserção ventral. Possui manchas grandes, irregulares, ao longo do corpo. Pequeno a médio porte. Ampla distribuição na bacia. Capturada em corredeiras, nos afluentes.

*Apareiodon piracicabae* (Eigenmann, 1907) — canivete

Corpo alongado. Nadadeiras peitorais bem desenvolvidas, com inserção ventral. Pequeno a médio porte. Prefere corredeiras. Ampla distribuição na bacia. Coletada principalmente no rio Tibagi e em seus afluentes.

*Parodon tortuosus* Eigenmann & Norris, 1900 — canivete

Corpo alongado, fusiforme. Apresenta manchas escuras em forma de zig-zag ao longo do corpo. Pequeno porte. Freqüente corredeiras e fica sobre o substrato. Encontrada no rio Tibagi e em seus afluentes.

continuação

**Ordem Siluriformes****Família Cetopsidae***Pseudocetopsis gobioides* (Kner, 1857) — candirú-açu

Corpo quase cilíndrico. Olhos cobertos por pele. Barbilhão maxilar curto e encaixado numa fissura. Boca terminal. Coloração cinza-esbranquiçada, com o dorso mais escuro. Porte pequeno. Foi coletada apenas no rio Tibagi na localidade de Jataizinho.

**Família Heptapteridae***Cetopsorhamdia iheringi* Schubart & Gomes, 1959 — bagrinho

Corpo quase cilíndrico. Boca inferior. Olhos cobertos por pele. Barbilhão maxilar atingindo a base da nadadeira peitoral. Nadadeira dorsal anterior ao meio do corpo. Coloração castanha-escuro. Pequeno porte. Prefere locais com correnteza e vive em meio às rochas. Coletada em afluentes e subafluentes do rio Tibagi.

*Imparfinis mirini* Haseman, 1911 — mandizinho

Corpo alongado. Coloração castanha-escuro, com três faixas mais escuras na região dorsal. Pequeno porte. Vive em pequenas corredeiras, em meio às rochas. Coletada em cabeceiras dos afluentes e subafluentes.

*Imparfinis schubarti* (Gomes, 1956) — mandizinho

Semelhante à espécie anterior, possui coloração mais clara e as extremidades da nadadeira caudal pontiagudas. Também vive em pequenas corredeiras, em meio às rochas. Foi capturada em afluentes e subafluentes da região do médio Tibagi.

*Pariolius longicauda* (Borodin, 1927) — mandizinho

Corpo alongado e cabeça deprimida. Possui coloração castanha-clara, com três manchas escuras na região dorsal do tronco. A nadadeira caudal apresenta o lóbulo superior mais alongado. Pequeno porte. Foi coletado apenas no rio Tibagi na localidade de Londrina.

*Phenacorhamdia tenebrosa* (Schultz, 1964) — mandizinho

Corpo alongado. Apresenta coloração castanha-escuro e é facilmente identificada pela posição anterior da nadadeira ventral, logo abaixo do início da nadadeira dorsal. É conhecida apenas do ribeirão dos Apertados e do Parque Estadual Mata dos Godoy (ambos no município de Londrina).

*Pimelodella* aff. *avanhandavae* (Valenciennes, 1840) — mandi-chorão

Corpo alongado. Nadadeira adiposa alongada. Coloração amarelada, com uma faixa escura ao longo do corpo. Apresenta o lóbulo superior caudal mais alongado. Pequeno porte. Coletada no rio Tibagi, em seus afluentes e subafluentes.

*Pimelodella* aff. *meekei* — mandi-chorão

Corpo alongado. Nadadeira adiposa alongada. Coloração castanha-clara, com uma faixa escura ao longo do corpo. Possui os lóbulos caudais quase do mesmo comprimento. Capturada no rio Tibagi, em seus afluentes e subafluentes.

*Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824) — bagre, jundiá

Corpo alongado. Nadadeira adiposa longa e nadadeira anal curta. Boca terminal. Coloração castanha-acinzentada. Porte médio. Tem ampla distribuição, podendo ser capturada no rio Tibagi, em seus afluentes e subafluentes.

*Rhamdiopsis* sp. — bagrinho

Corpo alongado. Nadadeiras adiposa e anal longas. Boca terminal. Coloração acinzentada. Pequeno porte. Distribuição restrita à lagoa Dourada, no município de Ponta Grossa.

**Família Pimelodidae***Iheringichthys labrosus* (Kröyer, 1874) — mandi

Corpo alongado. Coloração prata-acinzentada, com pequenas manchas na região dorsal. Barbilhão maxilar muito longo, atingindo a nadadeira adiposa. Possui olhos grandes e boca muito estreita. Pequeno a médio porte. Vive no rio Tibagi e em seus grandes afluentes.

*Megalonema platanus* (Günther, 1880) — mandi

Corpo alongado. Coloração castanha-clara. Olhos grandes. Primeiros raios das nadadeiras dorsal e peitoral não-pungentes. Porte médio. Foi capturada no rio Tibagi nas localidades de Sertãoópolis e Jataizinho.

*Pimelodus heraldoi* Azpelicueta, 2001 — mandi

Corpo quase fusiforme. Coloração prata-acinzentada, com pequenas manchas escuras na região dorsal. Pode ser confundida com *Iheringichthys labrosus*, mas possui uma boca mais ampla. Pequeno a médio porte. Coletada no rio Tibagi e em seus grandes afluentes.

*Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 — mandi  
Corpo quase fusiforme. Coloração amarelada, com manchas escuras. Médio porte. Vive em águas abertas mas visita a zona litorânea para se alimentar. Amplamente distribuída na bacia, prefere o rio Tibagi e seus grandes afluentes.

*Pimelodus paranaensis* Bristski & Langeani, 1988 — mandi  
Corpo quase fusiforme. Coloração acinzentada, com pequenas manchas na região dorsal. Médio porte. Encontrada em águas correntes do rio Tibagi e dos seus grandes afluentes.

*Pinirampus pirinampu* (Spix, 1829) — barbado  
Corpo quase fusiforme. Coloração cinza-escura. Peixe de grande porte. Espécie coletada em águas abertas do rio Tibagi e de seus afluentes, em locais mais calmos e profundos.

*Pseudoplatystoma corruscans* (Agassiz, 1829) — pintado  
Corpo alongado, quase fusiforme. Caracteriza-se pela cabeça alongada. O padrão do colorido é castanho-esverdeado, com pintas negras bem definidas. Prefere regiões de remanso, em poções próximos a corredeiras. Comercialmente importante, porém rara. A maior frequência de capturas de exemplares de grande porte ocorre na região do médio rio Tibagi (das localidades de Apucarana até Sapopema).

*Steindachneridion scripta* (Ribeiro, 1918) — surubim  
Corpo alongado. Tem coloração castanha-escura e inúmeros traços negros. Grande porte. Vive em ambientes semelhantes ao do pintado, porém é uma espécie com menor frequência de captura. Coletada na região do médio rio Tibagi, na localidade de Sapopema.

**Família Pseudopimelodidae** *Microglanis* sp. — bagrinho  
Corpo largo na região da cintura escapular. Olhos cobertos por pele. Barbilhão maxilar curto, não ultrapassando a nadadeira dorsal. Boca terminal. Coloração castanha-clara, com três manchas escuras no corpo. Porte pequeno. Foi coletado apenas no ribeirão Taquari, no município de Jataizinho.

*Pseudopimelodus mangurus* (Valenciennes, 1840) — jaú-sapo  
Corpo quase cilíndrico. Coloração castanha-clara, com manchas largas e escuras ao longo do corpo. Médio porte. Coletada em meio a rochas e troncos no rio Tibagi e em seus afluentes maiores (Iapó e Bitumirim).

**Família Clariidae** *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) — bagre-africano  
Corpo alongado. Nadadeira dorsal estendendo-se por quase toda a região dorsal. Barbilhões nasais presentes. Coloração castanha-acinzentada. Grande porte. Espécie introduzida por piscicultores. Coletada no rio Tibagi e afluentes.

**Família Auchenipteridae** *Glanidium* sp.  
Corpo cilíndrico. Coloração esbranquiçada, com o dorso cinza-claro. Pequeno porte. Machos apresentam órgão copulador (gonopódio). Foi capturada no rio Tibagi na localidade de Tibagi.

*Tatia neivai* (Ihering, 1930) — tatia  
Corpo cilíndrico. Coloração cinza-escura, com pequenas listras e pintas claras. Pequeno porte. Machos apresentam órgão copulador. Vive em frestas de troncos e rochas. Foi capturada no rio Tibagi nas localidades de Sertanópolis e Telêmaco Borba.

**Família Doradidae** *Rhinodoras dorbignyi* (Kröyer, 1855) — armau  
Corpo alto e pedúnculo caudal afilado. Coloração castanha-clara, com manchas escuras. Pequeno a médio porte. Uma série de placas com espinhos ao longo do corpo. Foi coletada nas localidades de Sertanópolis e Sertaneja, no rio Tibagi e afluentes.

**Família Trichomycteridae** *Paravandellia oxyptera* Miranda-Ribeiro, 1912 — candirú  
Corpo alongado, cabeça deprimida, boca larga. Espinhos na região opercular. Coloração esbranquiçada. Pequeno porte. Coletada parasitando as brânquias de *Salminus hilarii*, no rio Tibagi.

*Ituglanis* sp. — candirú  
Corpo alongado e cilíndrico. Espinhos na região opercular. Coloração castanha-clara, com pequenas pintas. Não possui nadadeiras ventrais. Pequeno porte. Coletada em um afluente do rio Iapó.

*Trichomycterus* sp.1 — candirú  
Corpo alongado e cilíndrico. Espinhos na região opercular. Coloração castanha-clara, com pequenas pintas; alguma manchas apresentam forma anelada. Margem da nadadeira caudal mais escura que o centro. Pequeno porte. Capturada em afluentes e subafluentes do rio Tibagi na região de Sapopema.

continuação

*Trichomycterus* sp.2 — candirú

Corpo alongado e cilíndrico. Espinhos na região opercular. Coloração castanha-clara, com pequenas pintas. Pequeno porte. Capturada no ribeirão dos Apertados.

**Família Aspredinidae***Bunocephalus larai* Ihering, 1930 — peixe-banjo

Corpo deprimido, regiões cefálica e abdominal largas, pedúnculo caudal afilado. Região dorsal com cristas ósseas proeminentes. Boca terminal. Coloração castanha-clara. Porte pequeno. Muito rara, foi capturada somente no rio Tibagi na localidade de Londrina.

**Família Callichthyidae***Callichthys callichthys* (Linnaeus, 1758) — camboja

Corpo aproximadamente cilíndrico. Duas séries de placas ósseas ao longo do corpo. Boca inferior. Ossos coracóide e da série circum-orbital cobertos por pele. Coloração castanha-clara. Pequeno porte. Foi capturada próximo à vegetação, no rio Tibagi, em seus afluentes e subafluentes.

*Corydoras aeneus* (Gill, 1858) — coridoras, pedrinha

Corpo alto. Duas séries de placas ósseas ao longo do corpo. Boca inferior. Coloração castanha-avermelhada, com uma mancha escura no tronco. Porte pequeno. Vive próximo ao substrato rochoso. Coletada tanto no rio Tibagi como em seus afluentes e subafluentes.

*Corydoras ehrhardti* Steindachner, 1910 — coridoras, pedrinha

Corpo alto. Duas séries de placas ósseas ao longo do corpo. Boca inferior. Coloração castanha-clara, com duas manchas escuras no tronco; nadadeiras hialinas. Porte pequeno. Coletada desde a localidade de Ipiranga (alto Tibagi) até Jataizinho (baixo Tibagi), no rio Tibagi, em seus afluentes e subafluentes.

*Corydoras paleatus* (Jenyns, 1842) — coridoras, pedrinha

Corpo alto. Duas séries de placas ósseas ao longo do corpo. Boca inferior. Coloração castanha-clara, com duas manchas escuras no tronco; nadadeiras listradas. Porte pequeno. Coletada nos afluentes do rio Tibagi na localidade de Sapopema.

*Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828) — camboja

Corpo aproximadamente cilíndrico. Duas séries de placas ósseas ao longo do corpo. Boca inferior. Ossos coracóide e da série circum-orbital expostos. Coloração cinza-olivácea. Pequeno porte. Foi capturada próximo à vegetação, tanto no rio Tibagi como em seus afluentes e subafluentes.

**Família Loricariidae***Ancistrus* sp. — cascudo

Cabeça grande e corpo deprimido. Espinhos na região opercular. Machos apresentam expansões dendritiformes na borda do focinho. Coloração negra. Pequeno porte. Foi coletada no ribeirão Três Bocas.

*Hypostomus* aff. *albopunctatus* (Regan, 1908) — cascudo

Corpo largo, deprimido. Olhos pequenos. O padrão do colorido é castanho-escuro, com pintas claras. Boca larga. Pequeno a médio porte. Ocorre em locais de corredeira no ribeirão dos Apertados e no ribeirão Três Bocas.

*Hypostomus* aff. *ancistroides* (Ihering, 1911) — cascudo

Coloração castanha-clara, com pequenas pintas escuras na cabeça e no tronco nas regiões dorsal e ventral. Ventre coberto de odontodes. Pequeno a médio porte. Prefere águas mais calmas, ocorrendo inclusive em lagoas. Muito comum no rio Tibagi, em seus afluentes e subafluentes.

*Hypostomus* aff. *garmani* (Regan, 1904) — cascudo

Coloração castanha-escuro, com estrias claras na região anterior do corpo. Médio porte. Coletada em corredeiras, nos afluentes e subafluentes do rio Tibagi.

*Hypostomus* aff. *myersi* (Gosline, 1947) — cascudo

Coloração castanha-clara, com pintas escuras grandes. Extremidade do primeiro raio da nadadeira peitoral alargada e portadora de odontodes mais desenvolvidos que na base. Pequeno porte. Ocorre em locais de corredeira no ribeirão dos Apertados e no ribeirão Três Bocas.

*Hypostomus* aff. *regani* (Ihering, 1905) — cascudo

Coloração castanha-escuro e pequenas pintas claras na cabeça e no tronco. Nadadeira dorsal muito longa. Boca larga. Médio porte. Ocorre em locais com cachoeiras ou em corredeiras fortes. Coletada nos rios Tibagi e Iapó e no ribeirão Três Bocas.

*Loricaria prolixa* Isbrücker & Nijssen, 1978 — cascudo-chinelo

Corpo deprimido, boca com lábios bem desenvolvidos e dotados de vários filamentos. Coloração castanha-clara. Atinge grande tamanho se comparada a outros Loricariidae. Foi coletada no rio Tibagi,

nas regiões média e baixa, sempre em trechos com corredeiras.

*Loricariichthys cf. platymetopon* Isbrücker & Nijssen, 1979 — cascudo-chinelo

Corpo deprimido, porém mais alto que o da espécie anterior. Coloração castanha-clara. Os olhos têm uma incisão posterior. O lábio inferior é largo e quadrangular nos machos. Médio porte. Foi coletada no rio Tibagi na localidade de Sertanópolis.

*Megalancistrus aculeatus* (Perugia, 1891) — cascudo-abacaxi

Corpo deprimido. Cabeça larga com odontodes em forma de espinhos na região opercular. Corpo e raios simples das nadadeiras cobertos por espinhos. Nadadeira dorsal com dez raios ramificados. Coloração castanha-clara, com inúmeras manchas negras. Porte grande. Coletada apenas no rio Tibagi.

*Microlepidogaster depressinotus* Ribeiro, 1918 — limpa-vidro

Cascudinho alongado, com a região supraoccipital mais alta, formando uma pequena quilha. Coloração castanha-escura, com uma mancha clara no lóbulo superior da nadadeira caudal. Pequeno porte. Foi coletada em meio à vegetação marginal submersa em trechos com corredeiras no ribeirão dos Apertados e no ribeirão Três Bocas.

*Neoplecostomus paranensis* Langeani, 1990 — cascudo

Coloração acinzentada. Apresenta o lábio inferior muito desenvolvido e com papilas logo atrás da série de dentes. Pequeno porte. Coletada em locais com corredeiras fortes do ribeirão dos Apertados e do ribeirão Lajeado Liso.

*Rinelepis aspera* Agassiz, 1829 — cascudo-preto

Corpo deprimido. Nadadeira adiposa ausente. Coloração escura, quase negra. Peixe migrador de médio porte. Espécie coletada apenas no rio Tibagi.

*Rineloricaria latirostris* (Boulenger, 1900) — cascudo

Corpo deprimido, com o pedúnculo caudal afilado. O macho possui odontodes bem desenvolvidos na região opercular. Pequeno porte. Prefere ambientes de corredeiras. Foi coletada em afluentes da região baixa da bacia, principalmente no ribeirão Três Bocas.

## Ordem Gymnotiformes

### Família Gymnotidae

*Gymnotus carapo* Linnaeus, 1758 — tuvira

Corpo alongado, cilíndrico anteriormente e comprimido posteriormente. Nadadeira anal longa atingindo a extremidade posterior do corpo; nadadeiras caudal, dorsal e ventral ausentes. Boca prognata. Coloração castanha-escura, com faixas oblíquas e pintas ao longo do corpo. Grande porte. Prefere locais calmos, em meio à vegetação. Amplamente distribuída na bacia, é coletada tanto no rio Tibagi como em seus afluentes e subafluentes.

### Família Apterontidae

*Porotergus ellisi* Alonso de Arámburu, 1957 — tuvira, itui

Corpo comprimido e alongado. Nadadeira anal longa; nadadeira caudal presente; nadadeiras dorsal e ventral ausentes. Boca grande, terminal. Coloração castanha-escura. Médio porte. Prefere locais calmos, em meio à vegetação. Coletada no rio Tibagi e em seus afluentes nas localidades de Sertanópolis e Limoeiro.

*Sternarchorhynchus britski* Campos-da-Paz, 2000 — itui-tamanduí

Corpo comprimido, alto e alongado. Nadadeira anal longa; nadadeira caudal presente; nadadeiras dorsal e ventral ausentes. Focinho fino, curvo e alongado. Boca pequena. Coloração castanha. Médio porte. Prefere locais correntes, em meio a rochas. Foi coletada no rio Tibagi na localidade de Jataizinho.

### Família Sternopygidae

*Eigenmannia virescens* (Valenciennes, 1847) — tuvira, itui-transparente

Corpo comprimido. Nadadeira anal longa não atingindo a extremidade posterior do corpo; nadadeiras caudal, dorsal e ventral ausentes. Boca pequena, terminal, mandíbula inferior menor que a superior. Coloração castanha-clara, transparente na região dorsal. Pequeno porte. Prefere locais calmos, em meio à vegetação. Coletada no rio Tibagi e em seus afluentes na localidade de Sertanópolis.

*Sternopygus macrurus* (Bloch & Schneider, 1801) — tuvira

Corpo comprimido e alongado. Nadadeira anal longa não atingindo a extremidade posterior do corpo; nadadeiras caudal, dorsal e ventral ausentes. Boca pequena, terminal. Coloração castanha, com uma listra clara na parte inferior do pedúnculo caudal. Médio porte. Prefere locais calmos, em meio à vegetação. Foi coletada no rio Tibagi na localidade de Sertanópolis, no rio Congonhas na localidade de Sertaneja e no rio Jacutinga, localizado mais ao sul.



continuação

**Ordem Perciformes****Família Cichlidae***Cichlasoma paranaense* Kullander, 1983 — acará

Corpo alto. Nadadeira dorsal alongada; raios anteriores pungentes. Boca terminal. Apresenta coloração castanha-olivácea, oito barras ao longo do tronco e duas manchas mais escuras: uma no meio do corpo e uma na base da nadadeira caudal. Nadadeiras com as extremidades amareladas. Pequeno porte. Vive em locais calmos, em meio à vegetação marginal. Coletada no rio Tibagi e em seus afluentes.

*Crenicichla britskii* Kullander, 1982 — patrona, joaninha, boca-de-velha

Corpo cilíndrico e alongado. Nadadeira dorsal alongada; raios anteriores pungentes. Boca ampla, terminal. Apresenta dimorfismo sexual. Machos mais esguios e fêmeas com região ventral avermelhada na época da reprodução. Coloração castanha-escura. Apresenta uma mancha umeral escura e arredondada. Pequeno porte. Prefere locais mais tranquilos, próximos à vegetação ou a troncos caídos. Coletada tanto no rio Tibagi como em seus afluentes e subafluentes.

*Crenicichla niederleini* (Holmberg, 1891) — patrona, joaninha, boca-de-velha

Corpo cilíndrico e alongado. Nadadeira dorsal alongada; raios anteriores pungentes. Boca ampla, terminal. Apresenta dimorfismo sexual. Machos são mais esguios e fêmeas apresentam manchas escuras na nadadeira dorsal. Coloração castanha-clara, com pintas no tronco. Pequeno porte. Prefere locais mais tranquilos, próximos à vegetação ou a troncos caídos. Coletada tanto no rio Tibagi como em seus afluentes.

*Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) — acará

Corpo alto. Nadadeira dorsal alongada; raios anteriores pungentes. Boca inferior. Coloração castanha-clara, com muitas pintas azuis iridescentes no tronco e na cabeça. Médio porte. Prefere águas mais paradas. Está amplamente distribuída na bacia e é coletada tanto no rio Tibagi como em seus afluentes e subafluentes.

*Oreochromis niloticus* (Hasselquist, 1757) — tilápia-do-nilo

Corpo alto. Nadadeira dorsal alongada; raios anteriores pungentes. Boca terminal. Coloração castanha-olivácea, com faixas mais escuras. Nadadeira caudal com faixas bem evidentes. Médio porte. Prefere águas calmas. Espécie introduzida na bacia, comumente cultivada em pequenas represas e pisciculturas. Pode ser coletada no rio Tibagi, em seus afluentes e subafluentes.

*Tilapia rendalli* (Boulenger, 1896) — tilápia-do-congo

Corpo alto. Nadadeira dorsal alongada; raios anteriores pungentes. Boca terminal. Coloração castanha, com faixas escuras. Médio porte. Prefere águas calmas. Espécie introduzida na bacia, encontra-se principalmente em pequenas represas, mas é capturada no rio Tibagi, em seus afluentes e subafluentes.

**Família Sciaenidae***Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) — corvina

Corpo alto com pedúnculo caudal afilado. Boca ampla, terminal. Nadadeira dorsal alongada, com os raios anteriores pungentes. Nadadeira caudal lanceolada, coberta por escamas. Coloração prateada, com a região dorsal pouco mais escura. Grande porte. Espécie introduzida na bacia do rio Tibagi. Prefere locais mais calmos e foi capturada no rio Tibagi e em afluentes na localidade de Sertanópolis.

**Ordem Cyprinodontiformes****Família Poeciliidae***Cnesterodon hypselurus* Lucinda & Garavello, 2001 — guaru

Corpo quase cilíndrico, fêmeas com a região ventral mais desenvolvida. Apresenta dimorfismo sexual. Os machos são menores e apresentam órgão copulador alongado, com um pequeno apêndice em forma de gancho na extremidade. Coloração castanha, com até doze faixas afiladas no tronco. Boca prognata. Pequeno porte. Vive em águas claras, com pouca correnteza. Só foi encontrada em um pequeno ribeirão na bacia do rio Iapó.

*Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868) — guaru

Corpo quase cilíndrico, fêmea com região ventral mais desenvolvida. Apresenta dimorfismo sexual. Os machos são menores e apresentam órgão copulador alongado, com um pequeno apêndice bifurcado e em forma de gancho na extremidade. Coloração castanha, com uma mancha escura no meio do tronco. Boca prognata. Pequeno porte. Prefere locais de águas claras, com um pouco de correnteza. Coletada no rio Tibagi, no afluente ribeirão dos Apertados e no subafluente rio Preto.

*Poecilia reticulata* Peters, 1859 — guaru, lebetes, guppy

Corpo quase cilíndrico, fêmeas com a região ventral mais desenvolvida. Apresenta dimorfismo sexual. Os machos são menores e apresentam órgão copulador. Coloração castanha-clara e manchas vermelhas, azuis iridescentes e negras no corpo e na nadadeira caudal. As fêmeas apresentam coloração castanha-clara com a margem das escamas escuras, o que dá ao corpo um aspecto reticulado. Boca prognata.

continuação

---

Pequeno porte. Espécie introduzida. Prefere águas mais tranqüilas e vive próximo à superfície. Coletada no rio Tibagi, no afluyente Congonhas e nos subafluentes Cambé e Couro do Boi.

**Ordem Synbranchiformes**

**Família Synbranchidae**

*Synbranchus marmoratus* Bloch, 1795 — mussum

Corpo serpentiforme. Uma única abertura branquial, localizada na região ventral do corpo. Boca ampla, inferior. Coloração castanha-clara. Médio a grande porte. Prefere locais calmos, em meio à vegetação aquática ou rochas. Amplamente distribuída na bacia, é capturada tanto no rio Tibagi como em seus afluentes e subafluentes.

---



## Caracterização biológica de populações de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis

Mário L. Orsi, Oscar A. Shibatta e Ângela T. Silva-Souza

**ABSTRACT** – (Biological characterization of fish populations of the Tibagi River, Sertanópolis Municipality) The majority of the 18 fish species in the lower Tibagi River (near the town of Sertanópolis) presented average size. Their length varied from 8.9 cm in the *Moenkhausia intermedia* species to 74 cm in *Pirirampus pirinampu*. According to the analysis of the biological characteristics of the populations it was possible to verify that the majority of the species showed positive allometric growth. Many of these species are normally ready to reproduce when their average size is slightly less than 10 cm. The males can be slightly smaller than the females when they are ready to reproduce. When the reproductive activity data, together with the length-weight data relationship and composition in length are analyzed, we can deduce that most of those species uses this space as feeding area and growth, however only eight species in fact reproduce indeed at the place. The reproductive season of these species is from November to February.

Key words – Allometry, length, length-weight relationship, reproduction, Tibagi River.

### INTRODUÇÃO

A região do baixo rio Tibagi com influência da represa Capivara e onde situa-se o trecho de Sertanópolis destaca-se na bacia do rio Tibagi por ser uma área de características semi-lóticas. Essa região tem como limite, a montante, o município de Londrina, e a jusante, o município de Primeiro de Maio, foz do rio Tibagi. Nesse trecho, o Tibagi possui uma extensão de aproximadamente 65 km, com profundidade de até 30 m. Apresenta alto grau de degradação ambiental, que é mais acentuada na sua porção final, onde as águas estão eutrofizadas e as margens totalmente desprovidas de mata ciliar (UEL, 1991). Por essa razão, a composição ictiofaunística é diferenciada, como evidenciado por Benne-*mann et al.* (1995). É também no trecho de Sertanópolis que se verifica a maior atividade pesqueira na bacia, tanto profissional quanto amadora.

A assembléia de peixes do rio Tibagi, no trecho de Sertanópolis, é constituída por 44 espécies, sendo que 18 são mais frequentes. Dentre as peculiaridades dessa assembléia estão as questões ecológicas referentes à partilha de recursos na área marginal desse ambiente, que foram discutidas detalhadamente por Bennemann *et al.* (2000).

As características biológicas das espécies que compõem essa assembléia somente agora começam a ser

compreendidas. O comprimento dos exemplares, a relação entre o peso e o comprimento, o comprimento de primeira maturação gonadal e a atividade reprodutiva são parâmetros importantes para esses esclarecimentos. Segundo Nikolsky (1969) e Cushing (1981), o comprimento, mais que a idade, determina o início da maturação das gônadas, e os dois fatores estão ligados à longevidade e ao comprimento máximo alcançado pelas espécies.

Compreender a estrutura populacional dessa assembléia de peixes, bem como as variáveis ligadas a esse processo, possibilitando indicar como determinadas espécies viabilizam seu ciclo de vida no rio Tibagi, ainda são grandes desafios a serem enfrentados. Entre os fatores que dificultam essas investigações estão a grande diversidade faunística, a extensão do rio e a complexidade do ecossistema, juntamente com as ações antrópicas impactantes, entre as quais estão os represamentos, a poluição e a introdução de espécies exóticas.

Neste capítulo serão apresentadas informações biológicas das principais espécies de peixes do rio Tibagi, trecho de Sertanópolis, no que tange à composição em comprimento e sua relação com o peso e a reprodução.

### COMPOSIÇÃO EM COMPRIMENTO

As informações contidas neste tópico e no seguinte foram obtidas em quatro etapas de coleta, realizadas no

período de 1990 a 1998, utilizando-se, para a captura dos peixes, redes de espera e espinhéis. Maiores detalhes sobre a metodologia utilizada nessas coletas são encontrados em Bennemann *et al.* (1996).

Para este estudo foram analisados um total de 3.907 exemplares, destacando-se *Astyanax altiparanae* (lambari-de-rabo-amarelo), *Moenkhausia intermedia* (lambari-de-rabo-preto), *Plagioscion squamosissimus* (corvina), *Steindachnerina insculpta* (saguiru), *Schizodon intermedius* (campineiro), *Pimelodus maculatus* (mandi-amarelo) e *Iheringichthys labrosus* (mandi) como as espécies mais abundantes da amostra total, com 3.301 espécimes, o que perfaz 84,5% da amostra.

A assembléia de peixes do trecho estudado apresentou uma predominância de exemplares de porte médio (maior que 15 cm e menor ou igual a 30 cm de comprimento padrão) a pequeno (menor ou igual a 15 cm), sendo que esses resultados são diferentes daqueles obtidos por Benedito-Cecílio & Agostinho (1997) no reservatório de Segredo, onde a grande maioria das espécies foi de pequeno porte. Os menores peixes da assembléia foram os da espécie *Moenkhausia intermedia*, com 8,9 cm. Dentre as espécies de pequeno porte, ainda podem ser listadas *Astyanax altiparanae*, *Metynnis maculatus* (pacuzinho-prata) e *Steindachnerina insculpta*. Dentre as de médio porte, ressaltam-se *Acestrochynchus lacustris* (peixe-cachorro), *Iheringichthys labrosus*, *Leporinus elongatus* (piapara), *Leporinus frederici* (piaú), *Leporinus obtusidens* (piaçu), *Pimelodus maculatus*, *Rhinodoras dorbignyi* (armau), *Schizodon nasutus* (chimbore) e *Serrasalmus spilopleura* (pirambéba). Os maiores exemplares capturados foram os da espécie *Pinirampus pirinampu* (barbado), com 74 cm de comprimento padrão. Outros peixes da categoria grande porte são *Hoplias malabaricus* (traíra), *Plagioscion squamosissimus*, *Prochilodus lineatus* (curimba) e *Schizodon intermedius* (tab. 1).

Deve-se ressaltar que, na observação do comprimento mínimo, foram incluídos estágios muito juvenis, como em *Astyanax altiparanae* (1,9 cm), *Schizodon intermedius* (4,2 cm) e *Schizodon nasutus* (3,5 cm), o que pode indicar atividade reprodutiva no local ou próxima a ele. Esse assunto será tratado em um dos tópicos seguintes, relativo à atividade reprodutiva.

Em regiões mais a montante, cujas características ambientais são diferenciadas (apresentam corredeiras), é provável que o comprimento dos peixes apresente-se distinto dos aqui apontados, pois algumas espécies têm potencial para atingir comprimentos maiores que os dos exemplares capturados, como já observado para o alto rio Paraná (Vazzoler *et al.*, 1997). Por exemplo, *Leporinus elongatus* e *Leporinus obtusidens* atingem comprimentos superiores a 30 cm no rio Paraná. A não-captura de muitos exemplares grandes, num período de oito anos de estudos no trecho de Sertanópolis, pode ser reflexo do hábito reofílico de algumas espécies, como as do

gênero *Leporinus*, principalmente quando atingem médio a grande porte.

Utilizando os critérios preconizados por Welcomme (1995) e Przybylski (1996), pode-se dizer que alguns fatores observados no trecho de Sertanópolis, como a poluição química da água por agrotóxicos, a degradação do ambiente pelo represamento, a baixa disponibilidade de alimento devido à ausência de mata ciliar e a pesca predatória podem estar ocasionando a diminuição no comprimento e no crescimento das espécies.

Embora Bennemann *et al.* (2000) tenham analisado a alimentação das mesmas espécies nesse ambiente, estudos sobre a disponibilidade de alimentos ainda não foram realizados. No entanto, o estudo realizado por esses autores mostrou que o alimento utilizado é principalmente autóctone, sendo diferente da maioria dos ambientes ribeirinhos estudados.

Como observado por Weatherley (1972), o crescimento, em peixes, apresenta-se de forma flexível, conforme o ambiente ocupado, relacionando-se ao espaço (densidade populacional), à competição por alimento e à disponibilidade alimentar. Pode ser evidenciado que peixes de todos os comprimentos têm limites de comprimento máximo particulares, que dependem também da qualidade e do comprimento dos itens alimentares que conseguem capturar no ambiente e da forma e abertura de suas mandíbulas — que os capacitam a ingerir o alimento —, caracterizando, assim, um dos mecanismos de sucesso do desenvolvimento da espécie no ambiente.

Verificando os comprimentos obtidos para as espécies, pode ter ocorrido, ainda, o que Odum (1988) chama de fenômeno de classe de comprimento ou da classe etária dominante, onde a taxa de natalidade dessas populações apresenta-se muito alta, com grande capacidade de sobrevivência dos ovos e larvas, acarretando captura de indivíduos de pequeno comprimento por um longo período devido ao grande recrutamento.

O comprimento das espécies é o reflexo de um conjunto de fatores extrínsecos. Obviamente, fatores intrínsecos também participam na determinação do comprimento. Os peixes, ao atingir a idade próxima à sua longevidade máxima, diminuem sensivelmente a taxa de crescimento ou param de crescer. O crescimento é, portanto, determinado por fatores genéticos e ambientais, que agem de maneira própria a cada espécie ou a cada população (Weatherley & Gill, 1987).

## RELAÇÃO PESO-COMPIMENTO

A partir das informações de comprimento citadas, pode-se relacioná-lo com o peso e determinar-se uma equação para cada espécie, de tal maneira que torna-se possível inferir um peso a partir de um comprimento desejado ou vice-versa. Para isso, utiliza-se a equação  $Wt = \phi Ls^\theta$ , onde  $Wt$  é o peso total,  $Ls$  é o comprimento padrão,  $\phi$  é o coeficiente linear e  $\theta$  o coeficiente angular.

**Tabela 1.** Número de espécimes analisados e amplitude do comprimento padrão (cm) das espécies de peixes persistentes do rio Tibagi, no trecho de Sertanópolis.

Espécies	Número de espécimes analisados	Comprimento mínimo (em cm)	Comprimento máximo (em cm)
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	404	3,20	23,50
<i>Astyanax altiparanae</i>	668	1,90	11,30
<i>Hoplias malabaricus</i>	52	8,00	33,20
<i>Iheringichthys labrosus</i>	201	6,20	24,40
<i>Leporinus elongatus</i>	90	8,50	26,50
<i>Leporinus friderici</i>	80	6,70	21,50
<i>Leporinus obtusidens</i>	49	8,30	28,20
<i>Metynnis maculatus</i>	59	5,50	13,00
<i>Moenkhausia intermedia</i>	631	4,80	8,90
<i>Pimelodus maculatus</i>	271	6,90	29,50
<i>Pinirampus pirinampu</i>	64	9,50	74,00
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	413	8,90	38,10
<i>Prochilodus lineatus</i>	43	9,30	36,70
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	28	9,70	19,80
<i>Schizodon intermedius</i>	348	4,20	39,20
<i>Schizodon nasutus</i>	61	3,50	25,10
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	78	5,50	18,50
<i>Steindachnerina insculpta</i>	367	3,10	12,60

Com o coeficiente angular é possível determinar o tipo de crescimento de cada espécie. Se  $\theta$  for igual a 3, então o crescimento é isométrico; se for maior que 3, é alométrico positivo; e se  $\theta$  for menor que 3, o crescimento é alométrico negativo. Isso significa que, se o crescimento é isométrico, o incremento em peso acompanha o crescimento em comprimento, mas se é alométrico negativo, há um incremento em peso menor do que em comprimento; e, se é alométrico positivo, há um incremento em peso maior do que em comprimento. A determinação da relação peso-comprimento, em peixes, pode descrever características estruturais dos indivíduos da população (Benedito-Cecílio & Agostinho, 1997). Além de ser um parâmetro básico utilizado na determinação indireta do peso através do comprimento e vice-versa, pode indicar o fator de condição da espécie, permitindo acompanhar o bem-estar da população ao longo do tempo e como caráter taxonômico, principalmente entre espécies (LeCren, 1951; Rossi-Wongtshowski, 1977; Weatherley & Gill, 1987; Petrakis & Stergiou, 1996).

Para as espécies do rio Tibagi, pode-se estimar, através dessa equação, que os pesos mais baixos são encontrados entre machos e fêmeas de *Moenkhausia intermedia*, com 11,3 e 14,5 g, respectivamente; e os pesos mais altos, entre os espécimes de *Pinirampus pirinampu*, com 4.005,4 g em machos e 4.729,6 g em fêmeas. As espécies consideradas de pequeno porte tiveram seus pesos entre 11,3 (*Moenkhausia intermedia*) e 37,9 g (*Metynnis maculatus* e *Steindachnerina insculpta*), as de porte médio entre 161,5 (*Serrasalmus spilopleura*) e 421,4 g (*Pimelodus maculatus*) e as de porte grande entre 523,0 (*Hoplias malabaricus*) e 4.728,6 g (*Pinirampus pirinampu*).

O crescimento isométrico foi verificado em *Leporinus friderici*, *Leporinus obtusidens* e em fêmeas de *Pimelodus maculatus*, *Prochilodus lineatus*, *Schizodon*

*intermedius* e *Schizodon nasutus*. Os peixes que apresentaram crescimento alométrico negativo foram *Plagioscion squamosissimus*, *Rhinodoras dorbignyi*, os machos de *Hoplias malabaricus*, *Leporinus elongatus*, *Moenkhausia intermedia*, *Prochilodus lineatus*, *Schizodon intermedius*, e fêmeas de *Iheringichthys labrosus*. As espécies com crescimento alométrico positivo foram *Acestrorhynchus lacustris*, *Astyanax altiparanae*, *Pinirampus pirinampu*, *Metynnis maculatus*, *Serrasalmus spilopleura* e *Steindachnerina insculpta*, as fêmeas de *Hoplias malabaricus*, *Leporinus elongatus* e *Moenkhausia intermedia*, e os machos de *Iheringichthys labrosus*, *Pimelodus maculatus* e *Schizodon nasutus* (tab. 2). Tais características no crescimento estão relacionadas com as proporções corporais e, por isso, podem apresentar dimorfismo sexual em função das estratégias reprodutivas, tróficas e comportamentais e do padrão de gastos energéticos na manutenção corporal (LeCren, 1951; Beverton & Holt, 1957; Agostinho, 1985; Lowe-McConnell, 1987; Vazzoler, 1996; Ambrósio & Hayashi, 1997; Orsi & Shibatta, 1999).

Os valores dos coeficientes de alometria das espécies estudadas distribuíram-se dentro da amplitude esperada, ou seja, sempre próximos de 3,0 (tab. 2). Nos estudos da relação peso-comprimento, os valores do coeficiente  $\theta$  variaram entre 2,0 e 4,0 (Lagler *et al.*, 1977; Bagenal & Tesch, 1978; Benedito-Cecílio & Agostinho, 1997), estando com maior frequência próximos a 3,0, caracterizando o crescimento em peso como tridimensional (Lagler *et al.*, 1977).

#### ATIVIDADE REPRODUTIVA

Para o trecho de Sertanópolis, as análises da atividade reprodutiva foram baseadas naqueles indivíduos considerados como “em reprodução”, ou seja, que se encontravam na fase de desenvolvimento gonadal madura e

**Tabela 2.** Relação peso-comprimento de machos e fêmeas das espécies persistentes do rio Tibagi, no trecho de Sertanópolis.  $\phi$  = coeficiente linear;  $\theta$  = coeficiente angular;  $r^2$  = coeficiente de correlação de Pearson.

Espécie	Sexo	N	$\phi$	$\theta$	$r^2$
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	M	37	0,2892	3,1964	0,97
	F	164	0,1224	3,2851	0,98
<i>Astyanax altiparanae</i>	M	121	0,1791	3,2049	0,98
	F	203	0,1986	3,2921	0,98
<i>Hoplias malabaricus</i>	M	23	0,0655	2,6852	0,99
	F	41	0,1023	3,1641	0,99
<i>Iheringichthys labrosus</i>	M	63	0,0629	3,2248	0,91
	F	187	0,0540	2,6374	0,87
<i>Leporinus elongatus</i>	M	37	0,0418	2,6033	0,98
	F	42	0,0925	3,0112	0,98
<i>Leporinus friderici</i>	M	18	0,0977	2,8675	0,87
	F	24	0,0469	3,0081	0,91
<i>Leporinus obtusidens</i>	M	18	0,0112	2,9812	0,94
	F	21	0,0734	2,9927	0,97
<i>Metynnis maculatus</i>	M	11	0,0988	3,3145	0,96
	F	43	0,0775	3,4102	0,99
<i>Moenkhausia intermedia</i>	M	161	0,0398	2,7227	0,95
	F	206	0,0196	3,6401	0,99
<i>Pimelodus maculatus</i>	M	71	0,1072	3,2811	0,94
	F	96	0,1481	3,0094	0,92
<i>Pinirampus pirinampu</i>	M	36	0,1529	3,1981	0,91
	F	48	0,2017	3,4774	0,98
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	M	119	0,0835	3,2056	0,98
	F	138	0,1021	3,2631	0,97
<i>Prochilodus lineatus</i>	M	17	0,0436	2,3410	0,97
	F	24	0,0579	3,0103	0,98
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	M	21	0,0813	2,6919	0,91
	F	19	0,0117	2,3361	0,87
<i>Schizodon intermedius</i>	M	175	0,0433	2,6031	0,89
	F	206	0,0119	3,0582	0,91
<i>Schizodon nasutus</i>	M	23	0,0687	3,0749	0,97
	F	28	0,0447	3,0403	0,98
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	M	37	0,1690	3,1341	0,91
	F	109	0,1822	3,3987	0,98
<i>Steindachnerina insculpta</i>	M	56	0,0425	3,2166	0,92
	F	79	0,0588	3,3079	0,90

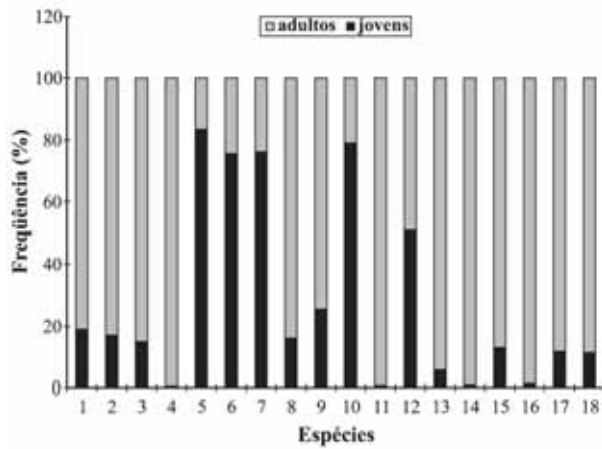
desovada, conforme a classificação macroscópica das classes de maturidade das gônadas proposta por Vazzoler (1996). Foram analisados os peixes capturados em três períodos de coleta: de 1990 a 1991; de 1992 a 1993; e de 1994 a 1995.

A análise das proporções entre jovens e adultos de 18 espécies evidenciou que algumas estão representadas por uma maior proporção de juvenis (fig. 1). Pôde-se verificar que *Leporinus elongatus*, *L. friderici*, *L. obtusidens*, *Prochilodus lineatus* e *Pinirampus pirinampu* apresentaram mais de 50% dos espécimes em estágio pré-reprodutivo, o que pode explicar a grande quantidade de exemplares de pequeno a médio porte das espécies do gênero *Leporinus*, como descrito no tópico sobre a composição em comprimento. As espécies *L. elongatus* e *L. obtusidens* são migradoras de grandes distâncias, sendo que os indivíduos maiores preferem locais de correnteza para permanecer quando adultos.

Vazzoler (1996) mostra que *L. elongatus*, *P. maculatus* e *S. nasutus* podem utilizar os ambientes lóticos para a desova, como os encontrados na região a mon-

tante da estudada. A predominância de indivíduos jovens no ambiente semi-lótico sugere que essa área é utilizada para alimentação e crescimento e que esses indivíduos podem ter sua origem nesse trecho ou, então, podem ter penetrado nesse sistema provenientes de outras áreas de reprodução. Vazzoler *et al.* (1997) verificaram que 70% dos exemplares da espécie *Prochilodus lineatus* que ocupavam ambientes lênticos da região de planície eram jovens. Agostinho *et al.* (1993) observaram que indivíduos jovens dessa mesma espécie podem permanecer até os dois anos de idade nos ambientes lênticos, ocupando, a seguir, ambientes semi-lóticos e, finalmente, ambientes lóticos.

As demais espécies do rio Tibagi apresentaram uma proporção de adultos superior a 70%, sendo que *Iheringichthys labrosus*, *Pimelodus maculatus* e *S. insculpta* eram, quase que em sua totalidade, adultos. Isso sugere que essas espécies preferem ambientes mais lênticos, não migrando grandes distâncias, como já mencionado por Bennemann *et al.* (1996) para *S. insculpta*, *Acestrorhynchus lacustris* e *Schizodon intermedius*.



**Figura 1.** Proporção de jovens e adultos das 18 espécies de peixes persistentes do rio Tibagi, no trecho de Sertãoópolis. 1 - *Astyanax altiparanae*; 2 - *Acestrorhynchus lacustris*; 3 - *Hoplias malabaricus*; 4 - *Iheringichthys labrosus*; 5 - *Leporinus obtusidens*; 6 - *Leporinus elongatus*; 7 - *Leporinus friderici*; 8 - *Moenkhausia intermedia*; 9 - *Metynnis maculatus*; 10 - *Prochilodus lineatus*; 11 - *Pimelodus maculatus*; 12 - *Pinirampus pirinampu*; 13 - *Plagioscion squamosissimus*; 14 - *Rhinodoras dorbignyi*; 15 - *Schizodon nasutus*; 16 - *Steindachnerina insculpta*; 17 - *Schizodon intermedius*; 18 - *Serrasalmus spilopleura*.

Em coletas de peixes feitas pela equipe de ictologia da Universidade Estadual de Londrina no mesmo trecho do rio Tibagi, no período de 1997 a 1998, utilizando-se outros métodos de captura, como puçás, tarrafas, peneiras e redes de arrasto, verificou-se a presença de alevinos de *Astyanax altiparanae*, *Hoplias malabaricus*, *Metynnis maculatus*, *Moenkhausia intermedia*, *Serrasalmus spilopleura* e *Schizodon nasutus*. Essas capturas indicam que tais espécies podem se desenvolver e completar seu ciclo de vida nesse trecho.

Uma das formas de estabelecer o modo como as espécies exploram o ambiente e executam seu ciclo de vida é o conhecimento do comprimento em que ocorre a primeira maturação das gônadas. Vazzoler (1996) observou que o comprimento de primeira maturação gonadal é uma tática reprodutiva eficaz, estando intimamente relacionada à interação genótipo-ambiente e, conseqüentemente, ao crescimento, apresentando variações intra-específicas espaciais e temporais nas quais as características do ecossistema influenciam o crescimento. O comprimento médio de primeira maturação gonadal é explicado como sendo o comprimento padrão médio em que 50% da população de peixes desenvolve a maturação de suas gônadas, ou seja, inicia sua atividade reprodutiva, e é representado por  $L_{50}$ ; e o comprimento padrão médio em que 100% da população apresenta aptidão à reprodução é representado por  $L_{100}$ . Na tabela 3, junto com os valores de  $L_{50}$  e  $L_{100}$  também é apresentado o comprimento padrão do menor espécime em reprodução (CMR), tanto para machos como para fêmeas, de todas as espécies. Comparando-se os valores de  $L_{50}$  e de CMR, através do teste  $\chi^2$ , observou-se que não houve diferenças significativas entre os valores observados (CMR) e os esperados ( $L_{50}$ ).

Verifica-se, pelos valores apresentados na tabela 3, que, com exceção de *Plagioscion squamosissimus* e *Hoplias malabaricus*, os machos apresentaram valores de  $L_{50}$  menores que os das fêmeas. Para *H. malabaricus*, o fato de os machos cuidarem da prole pode ser o fator decisivo para o seu maior comprimento. Segundo autores como Vazzoler & Menezes (1992), Vazzoler (1996) e Suzuki & Agostinho (1997), o fato de as fêmeas apresentarem  $L_{50}$  maiores pode estar associado a uma maior produção de ovos.

Os valores de  $L_{50}$ , em ambos os sexos, apresentaram-se, na maioria, inferiores aos observados por Vazzoler & Menezes (1992) e Vazzoler *et al.* (1997) para as mesmas espécies do alto rio Paraná, com exceção da espécie *Astyanax altiparanae*. Porém, os valores de  $L_{100}$  foram superiores aos encontrados por esses autores em algumas espécies. Conforme Wootton (1984) e Rossiter (1996), as variações intra-específicas no comprimento de primeira maturação gonadal ocorrem com certa frequência e dependem, basicamente, de dois componentes: daqueles peixes que estão sujeitos às diferenças genéticas intra-específicas das populações envolvidas e dos fatores inerentes às condições ambientais bióticas e abióticas de cada localidade ou região ocupada pela população de peixes. Além desses fatos, o comprimento mínimo em que uma espécie entra em reprodução pode refletir, de uma forma geral, uma tática reprodutiva eficaz frente à capacidade de colonização e exploração do ambiente ocupado (Odum, 1988; Winemiller, 1989).

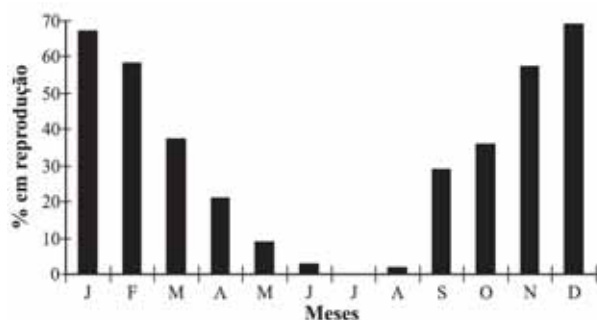
Os resultados mensais das espécies que podem ter realizado a reprodução nesse trecho estão na figura 2, na qual foram utilizadas as 18 espécies mais frequentes nos períodos de coleta de 1990 a 1995, agrupadas. Verificou-se uma tendência geral de sazonalidade na reprodução das espécies, estendendo-se de novembro a fevereiro, corroborando resultados observados para outras espécies do alto rio Paraná. Para uma melhor avaliação da reprodução de uma assembléia de peixes, é necessário utilizar os dados quantitativos do estado das gônadas (relação gonadossomática) na equação do índice de atividade reprodutiva (IAR) proposto por Agostinho *et al.* (1993). Com base na classificação da atividade reprodutiva de Vazzoler (1996), se  $IAR \leq 2$ , a atividade é nula; se  $2 < IAR \leq 5$ , a atividade é incipiente; se  $5 < IAR \leq 10$ , a atividade é moderada; se  $10 < IAR \leq 20$ , a atividade é intensa; e se  $IAR > 20$ , a atividade é muito intensa.

Considerando-se tal classificação, podemos inferir, através da figura 3, que as espécies *Astyanax altiparanae*, *Acestrorhynchus lacustris*, *Hoplias malabaricus*, *Metynnis maculatus*, *Moenkhausia intermedia*, *Steindachnerina insculpta*, *Schizodon intermedius* e *Serrasalmus spilopleura* desovam no local, apresentando atividade reprodutiva intensa. Isso corrobora os estudos de Orsi & Shibatta (1999) com a espécie *Schizodon intermedius* no mesmo trecho, e os de Bennemann *et*

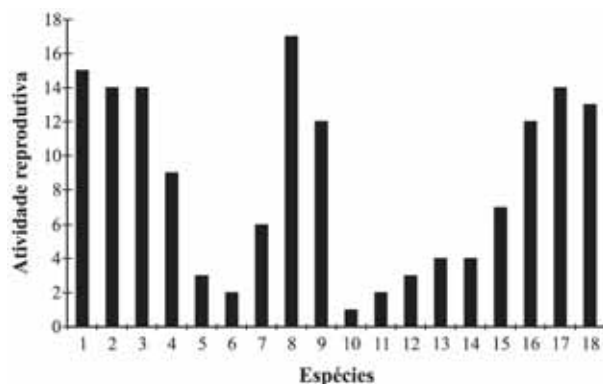


**Tabela 3.** Comprimento de primeira maturação gonadal ( $L_{50}$ ), comprimento de maturação gonadal ( $L_{100}$ ) e comprimento padrão do menor espécime em reprodução (CMR), para machos e fêmeas de peixes do rio Tibagi, trecho de Sertãoópolis.

Espécies	Machos			Fêmeas		
	$L_{50}$	$L_{100}$	CMR	$L_{50}$	$L_{100}$	CMR
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	7,5	18,0	7,2	9,1	18,0	8,5
<i>Astyanax altiparanae</i>	6,5	13,5	6,0	7,3	13,5	5,5
<i>Hoplias malabaricus</i>	12,5	33,0	11,4	12,0	30,0	10,8
<i>Iheringichthys labrosus</i>	7,5	21,0	7,5	9,5	21,0	9,0
<i>Leporinus elongatus</i>	11,8	24,0	11,2	12,1	24,0	11,6
<i>Leporinus friderici</i>	11,0	21,0	10,3	12,0	21,0	10,4
<i>Leporinus obtusidens</i>	14,4	23,0	12,1	15,0	23,5	13,2
<i>Metynnis maculatus</i>	7,0	12,0	7,0	8,5	12,0	7,8
<i>Moenkhausia intermedia</i>	4,8	8,0	4,6	5,4	8,0	5,2
<i>Pimelodus maculatus</i>	10,0	21,3	10,0	10,5	21,0	10,1
<i>Pirirampus pirinampu</i>	19,5	50,0	16,5	20,0	50,0	16,4
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	12,0	24,0	11,3	12,6	24,0	11,2
<i>Prochilodus lineatus</i>	-	-	-	19,0	23,2	18,5
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	17,5	24,2	17,3	19,0	25,6	17,4
<i>Schizodon intermedius</i>	13,6	21,0	12,5	14,5	17,0	12,3
<i>Schizodon nasutus</i>	10,5	21,0	10,5	11,0	19,5	10,4
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	6,7	11,0	6,5	7,0	11,0	6,5
<i>Steindachnerina insculpta</i>	5,9	11,0	5,5	6,2	11,0	5,8



**Figura 2.** Freqüência mensal de lotes em reprodução das 18 espécies agrupadas de peixes do rio Tibagi, trecho de Sertãoópolis.



**Figura 3.** Atividade reprodutiva (IAR) das 18 espécies persistentes de peixes do rio Tibagi, no trecho de Sertãoópolis, coletadas no período 1990-1995. 1 - *Astyanax altiparanae*; 2 - *Acestrorhynchus lacustris*; 3 - *Hoplias malabaricus*; 4 - *Iheringichthys labrosus*; 5 - *Leporinus elongatus*; 6 - *Leporinus obtusidens*; 7 - *Leporinus friderici*; 8 - *Moenkhausia intermedia*; 9 - *Metynnis maculatus*; 10 - *Prochilodus lineatus*; 11 - *Pimelodus maculatus*; 12 - *Pirirampus pirinampu*; 13 - *Plagioscion squamosissimus*; 14 - *Rhinodoras dorbignyi*; 15 - *Schizodon nasutus*; 16 - *Steindachnerina insculpta*; 17 - *Schizodon intermedius*; 18 - *Serrasalmus spilopleura*.

al. (1996) com *A. lacustris*, *S. intermedius* e *S. insculpta* no período de 1992 a 1993.

As espécies *Iheringichthys labrosus*, *Leporinus friderici* e *Schizodon nasutus* mostraram atividade mode-

rada de reprodução no trecho estudado, podendo utilizar esse ambiente de forma esporádica. As demais espécies analisadas, que compreendem as migradoras, apresentam reprodução nula ou incipiente, indicando de forma razoável que preferem os ambientes lóticos para realizar plenamente a atividade reprodutiva. Excetuam-se desse contexto *Plagioscion squamosissimus* e *Rhinodoras dorbignyi*, que provavelmente têm atividade reprodutiva em área próxima à do estudo, pois são espécies que desenvolvem seu ciclo de vida em ambientes lênticos e semi-lóticos, respectivamente.

Quanto à atividade reprodutiva, as espécies foram analisadas também em conjunto, utilizando-se o mesmo índice dos períodos de coleta em separado (1990-1991, 1992-1993 e 1994-1995), conforme demonstrado na figura 4. No primeiro período foram verificados os menores valores, talvez devido ao fato de as coletas terem sido realizadas trimestralmente, o que pode ter ocasionado uma subestimativa dos dados. O segundo período foi o que apresentou as condições ambientais mais constantes durante o ano (Bennemann *et al.*, 1996), o que pode ter determinado os maiores valores do IAR. No último período ocorreu um extenso período de seca — considerada a maior seca do rio Tibagi das últimas décadas —, o que pode ter interferido na atividade reprodutiva das espécies, alterando os valores do IAR em comparação ao período anterior. Como vem sendo evidenciado em muitos estudos de reprodução de peixes neotropicais, o período reprodutivo de cada espécie de determinado trecho varia de ano para ano, em função das características ambientais vigentes. Assim, o pico reprodutivo da assembléia de peixes do trecho de Sertãoópolis também apresentou variações durante os ciclos estudados (fig. 4).

O ciclo reprodutivo inclui transformações anátomo-fisiológicas relacionadas com a utilização de recursos,



**Figura 4.** Atividade reprodutiva (IAR) do conjunto de espécies analisadas para cada período de coletas.

com sérias implicações na vida de um peixe. Na fase pré-reprodutiva, a alocação de tempo e energia está relacionada apenas com o crescimento somático e a sobrevivência; na fase reprodutiva ocorre uma terceira divisão, com a alocação de energia para a produção de descendentes. Para a manutenção da população, sempre haverá uma harmonia nessa divisão de tempo e energia, verificada na máxima produção de descendentes durante toda a vida de um indivíduo sob as condições ambientais locais (Wootton, 1984; Suzuki & Agostinho, 1997). Weatherley & Gill (1987) acreditam que os peixes apresentam um “comprimento crítico mínimo, em que pode ocorrer a maturação das gônadas” e uma relação com a idade na qual esse comprimento crítico mínimo é alcançado. Conseqüentemente, essa idade e o comprimento crítico mínimo podem variar entre diferentes populações.

A reprodução, tanto quanto a alimentação e o crescimento, é um dos principais eventos que as espécies têm de realizar para sobreviver com sucesso no meio em que ocupam. Porém, a diminuição ou a ausência da reprodução em ciclos consecutivos causadas por alterações no hábitat podem ocasionar a depleção dos estoques pesqueiros ou, em casos mais graves, levar as populações à extinção local (Odum, 1988; Welcomme, 1995; Bailey, 1996; Vazzoler, 1996; Suzuki & Agostinho, 1997).

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando que o trecho estudado apresenta uma grande alteração quanto às suas condições naturais, a análise realizada neste capítulo permite concluir que existem dois grupos de espécies distintos dentre as 18 mais freqüentes no trecho de Sertanópolis. O primeiro grupo, composto de espécies de pequeno a médio porte (com exceção de *Hoplias malabaricus*), cumpre todo o ciclo de vida nesse trecho (oito espécies), principalmente nas áreas marginais. Já o segundo grupo, composto por espécies de médio a grande porte — algumas

com migrações reprodutivas, como *Prochilodus lineatus* e *Leporinus* spp. —, cumpre apenas parte do ciclo de vida nesse trecho, utilizando esse ambiente, nas etapas iniciais de desenvolvimento, como área de refúgio e crescimento e/ou, nas fases adultas, como trecho temporário de alimentação. A presença temporária do segundo grupo deve-se principalmente ao fato de que o trecho de Sertanópolis não oferece as condições necessárias ao desenvolvimento completo do ciclo de vida; deve-se, também, ao fato de que essas espécies não estão adaptadas a explorar tal ambiente alterado.

## Referências Bibliográficas

- Agostinho, A.A. 1985. Estrutura da população, idade e crescimento e reprodução de *Rhinelepis aspera* (Agassiz, 1829) (Osteichthyes, Loricariidae) do rio Paranapanema, PR. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- Agostinho, A.A.; Vazzoler, A.E.A. de M.; Gomes, L.C. & Okada, E.K. 1993. Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* en distintas fases del ciclo de vida, en la planicie de inundación del alto río Paraná y embalse de Itaipu, Paraná, Brasil. Rev. Hydrobiol. Trop., 26:79-90.
- Ambrósio, M.A. & Hayashi, C. 1997. Idade e crescimento de *Steindachnerina insculpta* (Fernandes-Yepes, 1948) (Characiformes, Curimatidae) da planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. Rev. brasil. Biol., 57:687-698.
- Bagenal, T.B. & Tesch, F.W. 1978. Age and growth. In: Methods for assessment of fish production in freshwaters. S.D. Gerking (ed.). Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Bailey, R.G. 1996. Changes in the fish and fisheries ecology of a large Man-Made lake in Tanzania, 1965/94. Fish. Manage. Ecol. 3(3):251-260.
- Benedito-Cecílio, E. & Agostinho, A.A. 1997. Estrutura das populações de peixes do reservatório de Segredo. In: Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. A.A. Agostinho & L.C. Gomes (eds.). Eduem, Maringá. pp.113-139.
- Bennemann, S.T.; Silva-Souza, A.T. & Rocha, G.R.A. 1995. Composición ictiofaunística en cinco localidades de la cuenca del río Tibagi, PR - Brasil. Interciencia, 20:7-13.
- Bennemann, S.T.; Orsi, M.L. & Shibatta, O.A. 1996. Atividade alimentar de espécies de peixe do rio Tibagi, relacionada com o desenvolvimento de gordura e das gônadas. Revta. bras. Zool., 13(2):501-512.
- Bennemann, S.T.; Shibatta, O.A. & Garavello, J.C. 2000. Peixes do rio Tibagi: uma abordagem ecológica. Ed. UEL. Londrina.
- Beverton, R.J.H. & Holt, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fishery Invest., ser. II., 19:1-533.
- Cushing, D.H. 1981. Fisheries biology: a study in population dynamics. Univ. of Wisconsin Press.
- Lagler, K.F.; Bardach, J.E.; Miller, R.R. & Passino, D.R. 1977. Ichthyology. John Wiley & Sons, New York.
- LeCren, E.D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in *Perca fluviatilis*. Jour. Animal Ecol., 20:201-219.
- Lowe-McConnell, R.H. 1987. Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge University Press, Cambridge.
- Nikolsky, G.V. 1969. Theory of fish population dynamics. Oliver & Boyd, Edinburgh.
- Odum, E.P. 1988. Ecologia. Guanabara, Rio de Janeiro.
- Orsi, M.L. & Shibatta, O.A. 1999. Crescimento de *Schizodon intermedius* Garavello & Britski (Osteichthyes, Anostomidae) do rio Tibagi (Sertanópolis, Paraná). Revta. bras. Zool., 13:701-710.
- Petrakis, G. & Stergiou, K.I. 1996. Weigth-length relationships for 33 fish species in greek waters. Fish. Res., 21:465-469.

- Przybylski, M. 1996. Variation in fish growth characteristics along a river course. *Hydrobiologia*, 325:39-46.
- Rossi-Wongtshowski, C.L. 1977. Estudos das variações do peso total/comprimento total em função do ciclo reprodutivo e comportamento de *Sardinella brasiliensis* (Steindachner, 1879) da costa do Brasil. *Bol. Inst. Oceanogr.*, 26:131-177.
- Rossiter, A. 1996. The cichlid fish assemblage of lake Tanganyica. In: *Advances in ecological research*. M. Begon & A.H. Fitter (eds.). 26:216-221.
- Suzuki, H.I. & Agostinho, A.A. 1997. Reprodução de peixes do reservatório de Segredo. In: *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. A.A. Agostinho & L.C. Gomes (eds.). Eduem, Maringá.
- UEL—Universidade Estadual de Londrina. 1991. Aspectos da fauna e flora da bacia do rio Tibagi. Primeiro Relatório Técnico-Científico. Universidade Estadual de Londrina, Londrina.
- Vazzoler, A.E.A. de M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Eduem/SBI/CNPq/Nupelia, Maringá.
- Vazzoler, A.E.A. de M. & Menezes, N.A. 1992. Síntese de conhecimentos sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysi). *Rev. brasil. Biol.*, 52:627-640.
- Vazzoler, A.E.A. de M.; Suzuki, H.I.; Marques, E.E. & Lizama, M.L.A.P. 1997. Primeira maturação gonadal, períodos e áreas de reprodução. In: *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. A.E.A.M. Vazzoler; A.A. Agostinho & N.S. Hahn. (eds.) Eduem, Maringá.
- Weatherley, A.H. 1972. *Growth and ecology of fish populations*. Academic Press, London.
- Weatherley, R.L. & Gill, H.S. 1987. *The biology of fish growth*. Academic Press, London.
- Welcomme, R.L. 1995. Relationships between fisheries and the integrity of rivers systems. *Regulated Rivers: Research & Management*, (11):121-136.
- Winemiller, K.O. 1989. Patterns of variation in life history among south american fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81:225-241.
- Wootton, R.J. 1984. Introduction: strategies and tactics in fish reproduction. In: *Fish reproduction: strategies and tactics*. G.W. Potts & R.J. Wootton (eds). Academic Press, London. pp.1-12.

## Dinâmica de uma assembléia de peixes do rio Tibagi

Sirlei T. Bennemann e Oscar A. Shibatta

**ABSTRACT** – (Dynamic of a fish assemblage in the Tibagi River) The fish assemblage in a marginal zone of the Tibagi River at Sertãoópolis Municipality was analyzed during four periods, from 1990 to 1998. The study along the time in a marginal area of the Tibagi River showed how the species that persisted in the assemblage were using the same. Seventeen species were the most representative and seven species were the most abundant. Most of the 17 analyzed species can be characterized in one of two patterns: 1) Species that decreased in abundance when the habitat area decreased or disappeared in the period from 1994 to 1995 and that live all their life cycle in the place: *Schizodon intermedius*, *Acestrorhynchus lacustris*, *Steindachnerina insculpta*, *Astyanax altiparanae*, (among the abundant ones), besides *Hoplias malabaricus*, *Serrasalmus spilopleura* and *Metynnix maculatus* (not very abundant); 2) Species that had their greatest abundance exactly in the period from 1994 to 1995, showing that they are species that use the bank area but they are found in larger abundance in the river channel: *Pimelodus maculatus*, *Plagioscion squamosissimus* and *Moenkhausia intermedia* (among the abundant ones), more *Iheringichthys labrosus*, *Rhinodoras dorbignyi* and *Pinirampus pirinampu* (not very abundant). The 17 species were characterized by their main food and compared with the general found in fishes of the Paraná River Basin, in different places or habitats. The main food consumed by the fish species in the Tibagi River were: filamentous algae, superior vegetables, seeds, aquatic and terrestrial insects, fish, cladocera and detritus. Among the more abundant persistent species it was possible to verify that the ones that were favored when the habitat was altered were those that used the habitat temporarily. In those species, the main change was verified in the diet. Already among the species typically resident in the bank area had several responses when this was altered. The species were limited by the absence of its main food, as in the case of *S. intermedius* and *A. lacustris* that disappeared in this situation. For two others, *S. insculpta* and *A. altiparanae*, the food should not have been the main reason for their disappearance in the months that these decreased or disappeared, but the little shelter the bank area provided, leaving them more vulnerable to predators.

Key words – Fish assemblage, species composition, Tibagi River, trophic structure.

### INTRODUÇÃO

A dinâmica de uma assembléia de peixes de um rio pode ser acompanhada através do estudo da diversidade de suas espécies. Essa diversidade pode ser avaliada numa escala temporal, o que possibilita, inclusive, identificar aquelas espécies que usam esporadicamente determinados ambientes do rio. É notório que as condições ambientais também se alteram ao longo do tempo, entretanto, além das variações sazonais, que são fenômenos previsíveis, ocorrem mudanças estocásticas no ambiente que podem alterar a composição de uma assembléia. Assim, as fronteiras ecológicas de cada espécie poderão ser melhor esclarecidas com a compreensão da dinâmica dessa assembléia.

Mathews (1998) destaca que uma assembléia deve ser quantificada ou diferenciada dentro de uma área rela-

tivamente definida. No caso de grandes rios e lagos existem poucas fronteiras físicas observáveis, mas é possível caracterizar, em ambos, a existência de assembléias de peixes típicas da área marginal. Devido à dificuldade de se definir fronteiras para uma assembléia de peixes em grandes habitats de água doce, torna-se difícil saber quantos indivíduos ou espécies de peixes podem coexistir. Além disso, os limites temporais também precisam estar definidos, sendo necessário fazer repetidas coletas, por mais de um ano, para incluir o número total de espécies que podem compartilhar um determinado espaço. Os estudos realizados em rios tropicais incluem, na sua maioria, grandes áreas ou trechos, o que impossibilita o reconhecimento de assembléias particulares.

Estudos recentes em uma assembléia de peixes de uma área marginal do rio Tibagi, realizados por Benne-

mann *et al.* (2000), evidenciaram claramente que a alimentação pode ser o principal indicador dos limites ecológicos de cada espécie. Além disso, Lobón-Cerviá & Bennemann (2000) verificaram que espécies que possuem sobreposição alimentar utilizam esses recursos em tempos diferentes. Entretanto, resta esclarecer se as alterações nas condições ambientais são responsáveis pelas mudanças na composição das espécies e se estão relacionadas com a disponibilidade de alimentos.

Para a região neotropical a literatura pouco esclarece sobre a relação que existe entre as alterações das condições ambientais e a composição das espécies. Para a região amazônica, temos os trabalhos de Goulding (1980) e Goulding *et al.* (1988), que tratam da ecologia trófica, e os de Lowe-McConnell (1991; 1999) e Ferreira *et al.* (1988), que descrevem a composição das espécies de peixes no contexto da ecologia de comunidades. Mas a realidade amazônica não pode ser transposta para o rio Tibagi, pois as espécies, as características ambientais e as alterações sazonais são muito diferentes.

Dentre os trabalhos sobre a ecologia dos peixes da bacia do rio Paraná, destaca-se o de Araújo-Lima *et al.* (1995), que compararam estudos de três principais biótopos, incluindo habitats em diferentes trechos de tributários, reservatórios, lagoas permanentes e temporárias. Esses autores dividiram o rio em dois ambientes abrangentes (o canal e as áreas alagadas), constatando que o número de espécies de peixes é bastante variável, assim como suas proporções em cada local; destacaram, também, que poucas espécies são abundantes. No entanto, não foram avaliadas as variações na composição de espécies ao longo do tempo.

Este capítulo contém a análise de uma assembléia de peixes de uma área marginal do rio Tibagi amostrada nos períodos de abril de 1990 a fevereiro de 1991, julho de 1992 a julho de 1993, abril de 1994 a maio de 1995 e fevereiro de 1997 a dezembro de 1998. O objetivo foi verificar quais as variações que ocorreram na composição de espécies e sua relação com os principais alimentos utilizados. Procurou-se, ainda, entender se houve um padrão de distribuição entre os períodos amostrados e de que maneira as espécies participaram nessa assembléia de peixes.

### ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo, localizada no município de Sertãozinho, a cerca de 30 km da foz do rio Tibagi, é considerada um ecótono entre os biótopos de rio e de reservatório, devido à influência da represa Capivara, no rio Paranapanema, onde o Tibagi deságua. O trecho amostrado, que corresponde à área marginal, foi de cerca de 2 km de extensão, 60 m de largura e profundidade variando de 1 a 5 m. Essa área era ocupada por abundante vegetação aquática, representada principalmente por *Eichhornia crassipes*, *Pistia* sp., *Salvinia auriculata*

e *Polygonum spectabile*. Nos períodos de seca prolongada, essa área foi bastante reduzida ou desapareceu completamente.

### COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES

Ao longo dos 36 meses de amostragens foi registrado um total de 44 espécies (tab. 1). Todavia, cada período amostrado apresentou um número diferenciado. No período de coletas mensais de 1992 a 1993, foram registradas 31 espécies de peixes, enquanto que de 1994 a 1995 foram coletadas 37 espécies. Nos dois períodos de coletas sazonais (1990-1991; 1997-1998), apenas 26 espécies foram capturadas. Essas diferenças no número de espécies capturadas em coletas sazonais e coletas mensais mostram a importância das coletas mensais, em um ciclo anual de estudos, para que se possa obter um quadro mais completo da estrutura de uma assembléia de peixes, pois quando as amostragens eram feitas sazonalmente, as espécies raras e aquelas esporádicas nem sempre eram capturadas.

No total foram capturados 5.773 exemplares, com uma média mensal de 146,2 exemplares no período 1990-1991; 163,6 exemplares no período 1992-1993; 184,4 exemplares no período 1994-1995 e 96,0 exemplares no período 1997-1998. A média de exemplares capturados em 36 meses foi de 160,0 exemplares, o que se aproximou da média obtida para o período 1992-1993. A baixa média registrada para o período 1997-1998 pode ser devida ao fato de as coletas terem sido realizadas em meses diferentes daqueles do período 1990-1991, quando as coletas também foram sazonais.

Apesar da assembléia de peixes da área marginal estudada ter se constituído de 44 espécies, apenas 16 foram persistentes nos quatro períodos estudados (tab. 1). Juntamente com *P. squamosissimus*, que foi registrada pela primeira vez no rio Tibagi em 1992 e se manteve constante a partir de então, essas 16 espécies parecem ser as que estruturam e participam de uma maneira efetiva do fluxo energético dessa assembléia. Essas 17 espécies corresponderam a mais de 90% dos indivíduos capturados, tanto em cada um dos períodos de estudo como também no total (fig. 1).

Do total capturado nos quatro períodos, dentre as 17 espécies persistentes, sete se destacaram por sua maior abundância. Essas sete espécies, aqui relacionadas em ordem decrescente de abundância, foram *Moenkhausia intermedia*, *Astyanax altiparanae*, *Schizodon intermedius*, *Pimelodus maculatus*, *Plagioscion squamosissimus*, *Acestorhynchus lacustris* e *Steindachnerina insculpta*. As espécies de menor abundância, completando a assembléia e também em ordem decrescente, foram *Serrasalmus spilopleura*, *Iheringichthys labrosus*, *Leporinus elongatus*, *Leporinus friderici*, *Hoplias malabaricus*, *Schizodon nasutus*, *Pinirampus pirinampu*, *Rhinodoras dorbignyi*, *Metynnis maculatus* e *Prochilodus lineatus* (fig.1).

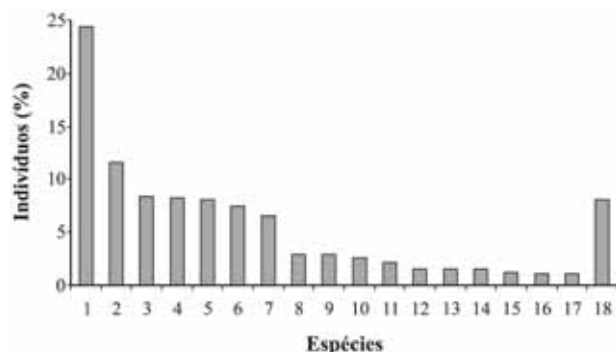
**Tabela 1.** Número total de exemplares das espécies de peixes coletadas nos quatro períodos amostrais. \* Espécies constantes nos quatro períodos; \*\* espécies constantes em três períodos.

Espécies	Número de coletas				Total
	4 meses	13 meses	14 meses	5 meses	
	1990-1991	1992-1993	1994-1995	1997-1998	
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> *	83	237	65	47	432
<i>Apareiodon affinis</i> **	-	3	55	11	69
<i>Porotergus elisi</i> **	4	16	11	-	31
<i>Astyanax altiparanae</i> *	124	348	129	70	671
<i>Callichthys callichthys</i>	-	-	2	3	5
<i>Cichlasoma paranaense</i> **	1	-	2	2	5
<i>Clarias gariepinus</i>	-	-	-	1	1
<i>Crenicichla britskii</i>	1	-	12	17	30
<i>Crenicichla niederleini</i> **	-	1	2	9	12
<i>Cyphocharax modestus</i> **	4	5	1	-	10
<i>Eigenmannia virescens</i> **	4	9	1	-	14
<i>Galeocharax kneri</i>	-	-	1	-	1
<i>Gymnotus carapo</i> **	1	2	7	-	10
<i>Hoplias malabaricus</i> *	20	33	18	16	87
<i>Hoplosternum littorale</i>	-	-	1	-	1
<i>Hypostomus tietensis</i> **	3	9	1	-	13
<i>Iheringichthys labrosus</i> *	3	42	113	12	170
<i>Leporellus vittatus</i>	-	1	3	-	4
<i>Leporinus elongatus</i> *	11	73	64	3	151
<i>Leporinus friderici</i> *	9	28	69	14	120
<i>Leporinus macrocephalus</i>	-	-	-	2	2
<i>Leporinus obtusidens</i> **	15	34	30	-	79
<i>Leporinus octofasciatus</i>	2	-	3	-	5
<i>Metynnis maculatus</i> *	3	44	8	5	60
<i>Moenkhausia intermedia</i> *	41	302	971	93	1.407
<i>Myleus tiete</i>	2	-	-	-	2
<i>Oreochromis niloticus</i>	-	-	-	3	3
<i>Pimelodella gracilis</i>	-	-	1	2	3
<i>Pimelodus maculatus</i> *	25	164	282	4	475
<i>Pinirampus pirinampu</i> *	8	21	55	3	87
<i>Plagioscion squamosissimus</i> **	-	99	314	57	470
<i>Prochilodus lineatus</i> *	1	3	43	9	56
<i>Pseudopimelodus roosevelti</i>	-	-	1	-	1
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	-	2	-	-	2
<i>Rhinelepis aspera</i>	-	1	7	-	8
<i>Rhinodoras dorbignyi</i> *	2	22	43	1	68
<i>Salminus maxillosus</i>	-	-	5	-	5
<i>Schizodon intermedius</i> *	101	310	47	22	480
<i>Schizodon nasutus</i> *	20	38	12	14	84
<i>Serrasalmus spilopleura</i> *	31	96	25	14	166
<i>Steindachnerina insculpta</i> *	66	147	121	46	380
<i>Sternopygus macrurus</i>	-	8	-	-	8
<i>Tatia neivai</i>	-	1	-	-	1
<i>Triportheus angulatus</i>	-	28	56	-	84
Total de espécies coletadas	26	31	37	26	44
Total de indivíduos coletados	585	2.127	2.581	480	5.773

Das sete espécies principais encontradas neste estudo, cinco estão incluídas no rol das dez de ocorrência generalizada na bacia do rio Paraná, elaborado por Araújo-Lima *et al.* (1995). Excetuaram-se *M. intermedia* e *S. intermedius*.

Entretanto, o número de espécies nos trechos estudados dos rios da bacia do rio Paraná foi menor que o encontrado no rio Tibagi. Estudando vários trechos do rio Paranapanema, do qual o Tibagi é afluente, Carvalho *et al.* (1998a) encontraram 28 espécies, sendo sete as

mais abundantes, e delas, apenas duas, *P. maculatus* e *S. insculpta*, também figuraram entre as sete principais da assembléia do rio Tibagi. Em outros trechos do Paranapanema, Carvalho *et al.* (1998b) registraram 32 espécies, sendo nove as mais abundantes. Dessas, *P. maculatus* e *S. insculpta* também constaram como abundantes neste estudo, além de *Astyanax altiparanae*. Ainda no rio Paranapanema, Dias & Garavello (1998), estudando outros trechos, verificaram cinco espécies mais abundantes, sendo que três delas, *S. insculpta*, *A.*



**Figura 1.** Percentual do número de indivíduos das espécies no total, nos quatro períodos amostrados. Espécies: 1 - *Moenkhausia intermedia*; 2 - *Astyanax altiparanae*; 3 - *Schizodon intermedium*; 4 - *Pimelodus maculatus*; 5 - *Plagioscion squamosissimus*; 6 - *Acestrotrichus lacustris*; 7 - *Steindachnerina insculpta*; 8 - *Serrasalmus spilopleura*; 9 - *Iheringichthys labrosus*; 10 - *Leporinus elongatus*; 11 - *Leporinus friderici*; 12 - *Hoplias malabaricus*; 13 - *Schizodon nasutus*; 14 - *Pirirampus pirinampu*; 15 - *Rhinodoras dorbignyi*; 16 - *Metynnias maculatus*; 17 - *Prochilodus lineatus*; 18 - Demais espécies (27).

*lacustris* e *A. altiparanae*, também foram encontradas no trecho estudado.

No rio Paranapanema foram verificadas diferenças tanto na riqueza quanto na abundância de espécies em cada trecho amostrado. Essas diferenças podem ser atribuídas principalmente ao fato de terem sido estudados trechos de ambientes lóticos, semi-lóticos e lênticos e em períodos distintos.

### VARIAÇÃO TEMPORAL NA ASSEMBLÉIA

Analisando-se cada um dos períodos de coleta, apesar da variação na riqueza de espécies, verifica-se que apenas sete foram as de maior abundância. No entanto, a composição dessas espécies variou, sendo que algumas foram substituídas e/ou mudaram sua proporção em abundância entre as principais.

Assim, no período 1990-1991, as sete espécies destacadas como as mais abundantes foram as mesmas observadas no geral (fig. 1), exceto *P. squamosissimus*, sem registro até então. Nesse período, *S. spilopleura* ocupava a sexta posição entre as principais. De 1992 a 1993, ainda figuravam as mesmas espécies amostradas no geral, com *P. squamosissimus* já ocupando a sétima posição entre as espécies de maior abundância.

Entre 1994 e 1995 as espécies *S. intermedium* e *A. lacustris* perderam posição entre as principais, sendo substituídas por *L. friderici* e *I. labrosus*. No último período (1997 a 1998), constatou-se que *P. maculatus* não figurou mais entre as principais.

As sete espécies principais puderam ser caracterizadas dentro de dois padrões de distribuição de abundância. No primeiro padrão foi constatado que houve diminuição da abundância do primeiro para o terceiro período e um pequeno aumento no quarto período para

as espécies *A. altiparanae*, *A. lacustris*, *S. intermedium* e *S. insculpta*. As outras três espécies principais, *M. intermedia*, *P. maculatus* e *P. squamosissimus*, se incluem num segundo padrão, tendo sua abundância aumentada e maximizada no terceiro período, vindo a diminuir no quarto (fig. 2).

Entre as espécies de menor abundância estão, ainda, *H. malabaricus*, *S. spilopleura* e *M. maculatus*, seguindo a tendência do primeiro padrão. No segundo padrão se incluem as espécies *P. pirinampu*, *I. labrosus* e *R. dorbignyi*, que tiveram sua máxima abundância no terceiro período (fig. 2).

Esses padrões podem ser explicados pelo que ocorreu em 1994, quando foi verificada uma seca mais rigorosa que nos anos anteriores, ocasionando a diminuição das águas do rio Tibagi e a redução de sua área marginal. A vegetação aquática, que servia de abrigo e alimento para os peixes, desapareceu completamente entre os meses de outubro de 1994 e janeiro de 1995.

Embora de 1997 a 1998 as condições do habitat estivessem novamente semelhantes às verificadas nos períodos iniciais deste estudo, o número de espécimes de *S. intermedium* capturados permaneceu baixo, havendo queda também nas capturas de *P. maculatus*. É possível que o aparecimento e o incremento de *P. squamosissimus* nesse trecho do rio Tibagi tenha contribuído para a mudança da abundância das sete espécies principais dessa assembléia.

No período de 1997 a 1998, várias espécies que estiveram presentes nos demais períodos não foram capturadas. Por outro lado, foi verificada uma alteração relevante, com três novas ocorrências: *Oreochromis niloticus*, *Clarias gariepinus* e *Leporinus macrocephalus*. Essas espécies foram introduzidas no rio Tibagi e, segundo Orsi & Agostinho (1999), sua introdução se deu através de escapes de pisciculturas.

Pela dinâmica verificada entre as espécies que foram persistentes de 1990 a 1998, a assembléia de peixes que utiliza a área marginal no trecho estudado é constituída por sete espécies abundantes, que variaram na composição ao longo do tempo e também mudaram sua abundância do primeiro para o quarto período. Das 17 espécies analisadas, a maioria pode ser caracterizada dentro de um desses dois padrões: 1) Espécies que vivem todo seu ciclo de vida nesse habitat e que diminuíram sua abundância quando esse habitat teve sua área reduzida ou quando desapareceu, no período de 1994 a 1995: *S. intermedium*, *A. lacustris*, *S. insculpta*, *A. altiparanae* (entre as abundantes), *H. malabaricus*, *S. spilopleura* e *M. maculatus* (entre as pouco abundantes); 2) Espécies que utilizam a área marginal mas são encontradas geralmente no canal do rio e que tiveram maior abundância justamente no período de 1994 a 1995: *P. maculatus*, *P. squamosissimus* e *M. intermedia* (entre as abundantes), mais *I. labrosus*, *R. dorbignyi* e *P. pirinampu* (entre as pouco abundantes).

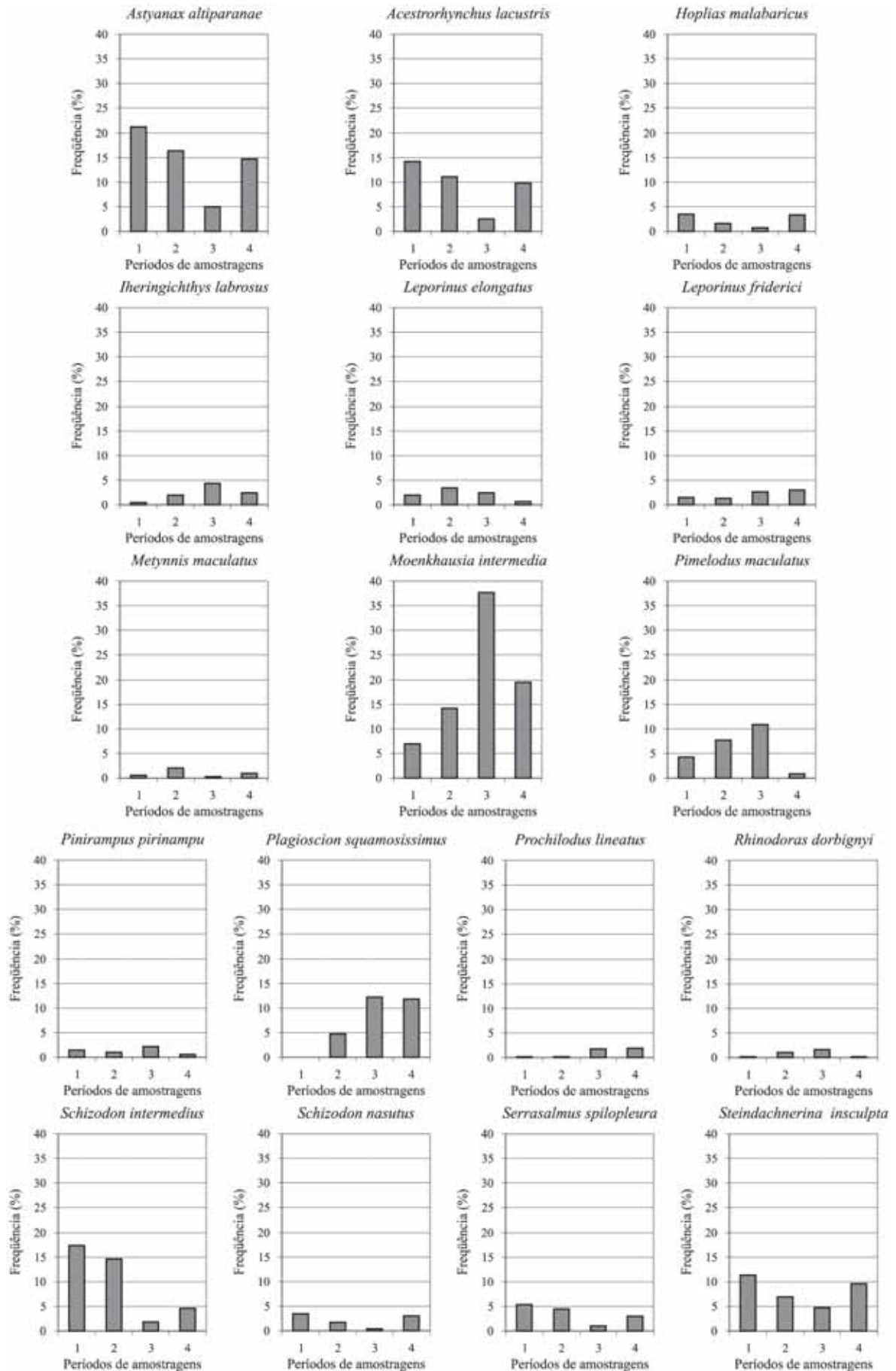


Figura 2: Distribuição da abundância de 17 espécies componentes da assembléia de peixes da área marginal do rio Tibagi, na localidade de Sertanópolis. Períodos: 1 = 1990 a 1991; 2 = 1992-1993; 3 = 1994 a 1995; 4 = 1997 a 1998.



Dentre as 17 espécies que estruturam a assembléia, apenas quatro não puderam ser incluídas num desses dois padrões: *P. lineatus*, *L. elongatus*, *L. friderici* e *S. nasutus*. Todas são espécies migradoras, que utilizam a área marginal para crescimento e alimentação. O maior número de indivíduos dessas espécies foi capturado na área marginal quando juvenis (ver capítulo 23).

## ESTRUTURA TRÓFICA

### Composição Trófica

Na tentativa de elucidar os mecanismos que afetam a composição das espécies, o estudo da alimentação sempre é importante como ponto de partida. Bennemann *et al.* (2000) reconheceram que, dentre os recursos tempo, espaço e alimento, o último é o que caracteriza e segrega as espécies da assembléia de peixes estudada.

Entretanto, Gerking (1994) relata que um grande número de espécies tem habilidade de mudar de dieta e de hábitos alimentares, respondendo a variações sazonais e diárias, entre outras, na disponibilidade de alimento, o que cria dificuldades para classificar os peixes em grupos tróficos.

Mesmo podendo classificar as espécies da assembléia de peixes da área litorânea do rio Tibagi em guildas, também foram feitas caracterizações em amplos grupos tróficos, para comparação com outros estudos. As guildas foram diferenciadas com base no alimento principal encontrado na dieta das 14 espécies de peixes do mesmo hábitat (tab. 2) estudadas por Bennemann *et al.* (2000).

A estrutura trófica foi composta, em sua maioria, por oito espécies onívoras, seguidas por quatro piscívoras, três herbívoras e duas detritívoras. No primeiro período foram consideradas 16 espécies, pois havia apenas três espécies piscívoras principais. Quando analisada a abundância por grupo trófico nos quatro períodos, verifica-se que as espécies onívoras foram mais abundantes que as demais, sendo que sua participação durante os períodos 1990-1991, 1992-1993 e 1997-1998 não variou muito, com abundância de 40,7%, 49,6% e 46,5%, respectivamente. A maior diferença foi constatada no período 1994-1995, atingindo 72,5% de participação (fig. 3).

Para Lowe-McConnell (1999), apesar da plasticidade nos alimentos utilizados, nas comunidades de peixes tropicais os detritívoros podem dominar em biomassa, e as espécies predadoras, em tamanho e número de espécies. Entretanto, essas considerações são muito abrangentes e generalizadas para as comunidades de peixes de água doce tropicais, não podendo ser comparadas com estudos de habitats particulares.

No alto rio Paraná, analisando 90 espécies, Agostinho *et al.* (1997) constataram que as piscívoras constituíram o maior grupo, seguidas das insetívoras, detritívoras e onívoras. Nesse caso, as espécies foram provenientes de habitats e tipos de ambiente muitos diversificados. O presente estudo é diferenciado, pois foi analisado, num mesmo trecho, um hábitat (área marginal) ao longo de vários anos, e os resultados mostram maior número e maior abundância de espécies onívoras. Esses resultados são distintos das tendências gerais encontradas nos sistemas de água doce tropicais e também dos

**Tabela 2.** Grupos tróficos: distribuição em guildas considerando os alimentos principais encontrados nas 17 espécies de peixes durante o período 1992-1993. \* Analisadas por Bennemann *et al.* (2000); \*\* analisadas para este estudo.

Grupo trófico/Espécies	Guildas	Alimentos principais
<b>I - Herbívoros</b>		
<i>Metynnis maculatus</i>	algívora	algas filamentosas*
<i>Schizodon intermedius</i>	vegetais superiores/algas	folhas de gramíneas e algas filamentosas*
<i>Schizodon nasutus</i>	vegetais superiores	folhas de gramíneas*
<b>II - Carnívoros</b>		
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	piscívora	<i>Astyanax altiparanae</i> *
<i>Hoplias malabaricus</i>	piscívora	várias espécies de peixes*
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	piscívora	<i>Astyanax altiparanae</i> *
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	piscívora	peixes (escamas, pedaços e nadadeiras)*
<b>III - Onívoros</b>		
<i>Astyanax altiparanae</i>	oportunista	sementes, insetos*
<i>Iheringichthys labrosus</i>	insetívora	insetos*
<i>Leporinus elongatus</i>	frugívora	sementes*
<i>Leporinus friderici</i>	frugívora	sementes*
<i>Moenkausia intermedia</i>	zooplancatófaga	cladóceros*
<i>Pimelodus maculatus</i>	oportunista	sementes, insetos, moluscos*
<i>Pinirampus pirinampu</i>	piscívora	peixes**
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	insetívora	insetos**
<b>IV - Detritívoros</b>		
<i>Prochilodus lineatus</i>		detritos**
<i>Steidachmerina insculpta</i>		detritos*

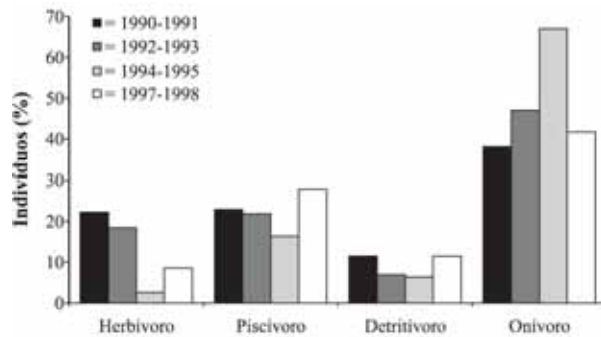


Figura 3. Distribuição da abundância das espécies por grupos tróficos nos quatro períodos estudados.

resultados encontrados nos trechos da bacia do alto Paraná.

Carvalho *et al.* (1998a) verificaram que em vários trechos do rio Paranapanema as espécies onívoras apresentaram maior riqueza e abundância. No entanto, os mesmos autores, em outro trabalho (Carvalho *et al.*, 1998b), encontraram o grupo de detritívoras como o de maior representação, o mesmo constatando Dias & Garavello (1998). Esses estudos evidenciam que em diferentes trechos de um mesmo rio, a proporção de espécies e a de abundância são bastante variáveis quanto à estrutura trófica. Os resultados encontrados por Carvalho *et al.* (1998a) são os mais próximos dos encontrados no presente estudo, o que era esperado, pois dois dos três trechos analisados são os mais parecidos com o do rio Tibagi, que se caracteriza como área de transição entre os ambientes lótico e lêntico.

### Caracterização das Espécies e seus Alimentos Principais

Lowe-McConnell (1999) coloca que as cadeias alimentares, em águas tropicais, são muito complexas, mas as fontes alimentares são pouco numerosas e os principais alimentos consumidos constituem-se de material vegetal alóctone, insetos aquáticos e terrestres, lodo e detritos.

Assim, para caracterizar as 17 espécies de peixes foi relacionado o alimento principal de cada uma delas, comparando-o com o encontrado para os rios da bacia do rio Paraná em diferentes trechos ou habitats. Os principais alimentos consumidos pelas espécies de peixes, no rio Tibagi, foram algas filamentosas, vegetais superiores, sementes, insetos aquáticos e terrestres, peixes, cladóceros e detritos.

Em vários ambientes (fluvial, lacustre e de transição) da bacia do rio Paraná descritos por Hahn *et al.* (1998), foram encontrados nove alimentos principais consumidos por 68 espécies de peixes: microcrustáceos, insetos aquáticos e terrestres, outros invertebrados, peixes, algas unicelulares, algas filamentosas, vegetais superiores e detritos.

Apenas dois dos alimentos (algas unicelulares e outros invertebrados) consumidos pelas espécies de

peixes dos trechos dos rios da bacia do rio Paraná não constam como principais nas dietas dos peixes do rio Tibagi. Isso se deve ao maior número de espécies analisadas naqueles ambientes. Uma outra diferença constatada nos alimentos consumidos pelos peixes do rio Tibagi foi a preferência por sementes de origem aquática, não encontradas nos peixes estudados do rio Paraná.

Como preconizado por Lowe-McConnell (1999), muitas espécies utilizaram a mesma fonte como alimento principal nas suas dietas. Mesmo assim, foi possível caracterizar as 17 espécies da assembléia de peixes do rio Tibagi, como pode ser verificado a seguir.

### Herbívoras

*S. nasutus*, *M. maculatus* e *S. intermedius* foram as três espécies herbívoras encontradas no trecho estudado, e sua alimentação era composta de vegetais superiores (de origem aquática) e algas filamentosas. Dentre essas espécies, *S. intermedius* representou quase que a totalidade de abundância.

Duas dessas espécies foram essencialmente herbívoras: *S. intermedius* e *S. nasutus*. Ambas possuem boca pequena, dotada de dentes serrilhados, e hábito tipicamente pastador. *S. intermedius* possui uma dieta variada, que inclui algas filamentosas, folhas de gramíneas e partes de raízes e de folhas de outras macrófitas. *S. nasutus* alimenta-se essencialmente de folhas de gramíneas.

*Metynnis maculatus*, espécie preferencialmente herbívora, também utiliza algas filamentosas e partes das macrófitas, mas inclui cladóceros como um componente importante na sua dieta. Sua boca, que é terminal e dotada de dentes molariformes, possibilita a seleção de partes da vegetação e de outros itens alimentares, mordiscando-os.

### Carnívoras

As quatro espécies essencialmente piscívoras foram incluídas no grupo trófico carnívoro. No entanto, tais espécies possuem diferentes características morfológicas e comportamentais quanto à seleção de suas presas (peixes).

*Acestrorhynchus lacustris* apresenta boca ampla, dotada de dentes cônicos de diferentes tamanhos, e corpo alongado e comprimido, o que possibilita a rápida captura da presa, que é engolida inteira pela cabeça. *Astyanax altiparanae* constitui sua principal presa.

*Hoplias malabaricus* também possui boca ampla, mas com dentes cônicos uniformes, e corpo alongado e roliço. É classificada como de estratégia emboscadora, essencialmente piscívora, engolindo a presa inteira.

*Plagioscion squamosissimus*, preferencialmente piscívora, alimenta-se de várias espécies forrageiras e também de juvenis das espécies de grande porte, inclusive

os da sua própria espécie. Possui boca ampla contendo várias fileiras de diminutos dentes cônicos e difere das demais na estratégia de captura, pois rastreia na coluna da água e sobre o fundo.

Outra espécie preferencialmente piscívora é *Serrasalmus spilopleura*. Com boca portadora de potentes dentes cuspidados, se distingue das demais por arrancar pedaços ou partes da presa, especialmente escamas e nadadeiras, que são os principais componentes de sua dieta.

### Detritívoras

Somente duas espécies participaram tendo detrito como alimento principal. Uma delas é *S. insculpta*, que tem pequeno porte e boca pequena, desprovida de dentes. É consumida como presa pelas espécies piscívoras. Encontra-se entre as espécies principais da área litorânea e é responsável pela maior representação desse grupo trófico, pois foram registrados poucos indivíduos de *P. lineatus*, a outra espécie detritívora.

### Onívoras

Oito espécies foram incluídas nesse grupo trófico: *A. altiparanae*, *M. intermedia*, *I. labrosus*, *P. maculatus*, *L. elongatus*, *L. friderici*, *R. dorbignyi* e *P. pirinampu*. Essas espécies puderam ser classificadas como onívoras por diversos estudos, tanto em outros sistemas aquáticos como no rio Tibagi. Considerando o alimento principal encontrado em sua dieta, no rio Tibagi puderam ser separadas em distintas guildas.

Desse grupo trófico, destacamos *P. maculatus* e *A. altiparanae*, que representam bem as espécies oportunistas (*sensu* Gerking 1994), mesmo tendo porte e morfologia distintos. Estudando essas duas espécies, Lobon-Cerviá & Bennemann (2000) mostraram que alguns itens de sua dieta refletem a sazonalidade de alguns recursos alimentares abundantes, estando entre os principais itens as sementes de culturas, a emergência de efeméridas e a quirela jogada pelos pescadores no rio. Dentre as 15 espécies estudadas na mesma área por Bennemann *et al.* (2000), essas duas representam as que aproveitam melhor os recursos sazonais.

*M. intermedia*, espécie de pequeno porte, apesar de também aproveitar alimentos sazonais de origem alóctone, como as duas espécies anteriores, foi mais especialista, por aproveitar um recurso alimentar que nenhuma outra espécie dessa assembléia teve como principal na dieta, que foi o item cladóceros. Essa foi a única espécie zooplanctófaga entre as espécies analisadas.

A espécie onívora *I. labrosus*, no rio Tibagi, teve como principal alimento de sua dieta o item quironomídeo (inseto aquático), apesar de possuir um amplo espectro alimentar. Entretanto, entre 1994 e 1995, durante os meses de seca, essa espécie utilizou preferencialmente

o item ostracoda, que não foi o item principal da dieta de nenhuma outra espécie.

Pelo alimento principal consumido, as espécies *Leporinus elongatus* e *L. friderici*, no rio Tibagi, puderam ser incluídas na guilda frugívora. Ambas possuem boca pequena, portadora de dentes incisivos, e consumiram principalmente as pequenas sementes pertencentes a *Polygonum spectabile*, que se encontravam cortadas nos conteúdos estomacais analisados. Sementes de *P. spectabile* foi o item principal para os indivíduos jovens de ambas as espécies.

Poucos exemplares com conteúdo estomacal foram verificados nas espécies *P. pirinampu* e *R. dorbignyi* durante os quatro períodos estudados. No entanto, foi possível registrar um amplo espectro de itens alimentares. Assim, foram consideradas como espécies do grupo trófico onívoro, apesar de terem consumido os itens alimentares peixes e insetos, respectivamente, como principais em sua dieta.

Quando as espécies onívoras foram separadas em guildas, verificou-se que as oportunistas *P. maculatus* e *A. altiparanae*, mais a zooplanctófaga *M. intermedia*, compuseram quase o total desse grupo trófico em número de indivíduos (fig. 4). A contribuição das oportunistas foi semelhante nos quatro períodos, embora apresentando variações contrárias de abundância no período 1994-1995. Enquanto *P. maculatus* aumentou e teve sua máxima participação, *A. altiparanae* diminuiu e apresentou sua participação mínima. Por sua vez, a zooplanctófaga *M. intermedia* mostrou ser a responsável pela maior diferença verificada na abundância total das onívoras no período 1994-1995.

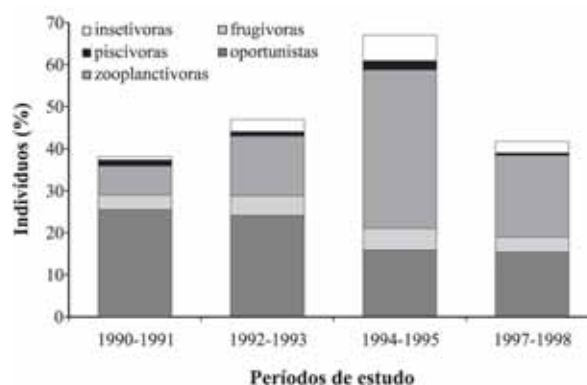
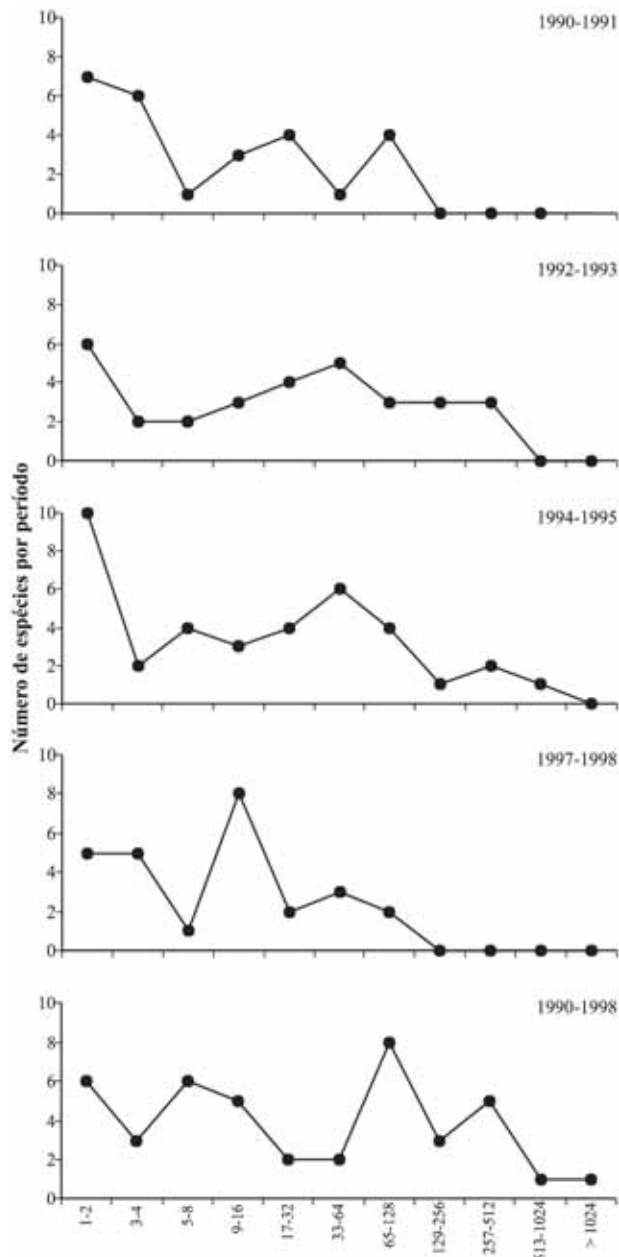


Figura 4. Distribuição da abundância das espécies onívoras, separadas por guildas, nos quatro períodos de estudo.

### RELAÇÃO ENTRE A ABUNDÂNCIA DO NÚMERO DE ESPÉCIES COM O HÁBITAT E O ALIMENTO

A assembléia de peixes da área litorânea do rio Tibagi é constituída por muitas espécies raras e poucas espécies abundantes, concordando com o preconizado por Matthews (1998). Os levantamentos realizados em coletas sazonais e mensais, quando analisados separadamente,

através do diagrama de Whittaker (1965), em que o número de espécies é distribuído em intervalos de oitava de abundância, não revelaram claramente esse padrão. Isso mostrou que tal distribuição só é possível quando são capturados números elevados de exemplares (fig. 5).



**Figura 5.** Número de espécies em cada intervalo de oitavas de abundância, nos quatro períodos amostrados e no total.

No total capturado, as sete espécies abundantes foram então contempladas dentro desses intervalos de abundância, sendo que apenas *M. intermedia* apresentou mais de 1.024 exemplares. *A. altiparanae* foi incluído no intervalo de 513 a 1.024 exemplares e, as outras cinco, *A. lacustris*, *P. maculatus*, *P. squamosissimus*, *S. intermedius* e *S. insculpta*, no intervalo de 257 a 512 exemplares.

As variações relevantes da abundância das espécies principais, analisadas ao longo do período de estudos, foram verificadas quando o hábitat (área marginal) foi

diminuído ou quando desapareceu, no período 1994-1995. Segundo Lowe-McConnell (1999), as mudanças do hábitat afetam principalmente a qualidade e a quantidade de alimentos disponíveis.

As espécies *P. maculatus*, *P. squamosissimus* e *M. intermedia* aumentaram muito sua abundância quando a área marginal diminuiu. Nessa ocasião, outra modificação que ocorreu para essas espécies foi a troca dos alimentos consumidos. Por serem espécies características de águas abertas ou de canais de rio, utilizam a área litorânea em busca de recursos alimentares apenas temporariamente, mostrando uma dieta mais diversificada. Lobón-Cerviá & Bennemann (2000) verificaram que nos meses de seca, entre dezembro de 1994 e janeiro de 1995, a dieta de *P. maculatus* foi composta totalmente por alimentos de origem autóctone, enquanto nos demais meses os peixes dessa espécie utilizaram também alimentos alóctones presentes na área litorânea. O mesmo pode ser verificado para *M. intermedia*, que, segundo Bennemann *et al.* (2000), utiliza alimentos alóctones, mas naqueles meses de seca (S. Bennemann, obs. pessoal) consumiu essencialmente cladóceros.

As espécies *P. maculatus* e *M. intermedia*, geralmente não-especialistas, tornam-se mais especializadas por ocasião da época da seca e da mudança de hábitat, passando a utilizar somente um tipo de alimento. Esse fenômeno é similar ao analisado por Esteves & Galetti Jr. (1995), que verificaram que quando houve escassez de recursos alimentares os coeficientes de sobreposição foram baixos para espécies onívoras, as quais se tornaram mais especializadas.

Por outro lado, *P. squamosissimus*, mais especializada, que consumia principalmente peixes na área marginal, diversificou sua dieta, alimentando-se mais de insetos aquáticos do que de peixes no canal do rio.

As espécies *A. altiparanae*, *S. intermedius*, *A. lacustris* e *S. insculpta*, típicas residentes da área marginal, tiveram queda nas capturas ou desapareceram durante alguns meses. Para *S. intermedius*, a vegetação aquática, que foi seu recurso alimentar, também escasseou ou desapareceu. Na figura 3 é visível o quase desaparecimento das espécies herbívoras no período 1994-1995. A manutenção da abundância dessas espécies é um reflexo da permanência da vegetação aquática na área litorânea do rio Tibagi. Nos períodos 1990-1991 e 1992-1993, em que o hábitat estudado se manteve com poucas alterações, a participação dessas espécies se manteve uniforme, com cerca de 20%. A espécie *S. intermedius* foi a de maior participação entre as herbívoras.

O grupo trófico carnívoro teve pouca variação na abundância ao longo do período de estudos, mas seus extremos ocorreram de 1994 a 1995, com 17,8%, e de 1997 a 1998, com 31,2% (fig. 3). Isso se explica pelo fato de *P. squamosissimus* ter aumentado sua abundância, após seu registro no período 1992-1993, alcan-

quando sua máxima abundância no terceiro período. A menor participação desse grupo trófico de 1994 a 1995 se deve ao fato de que *A. lacustris* diminuiu drasticamente, desaparecendo nos meses de seca, o mesmo ocorrendo com *A. altiparanae*, sua presa principal.

A espécie detritívora *S. insculpta* não teve o alimento como fator limitante. A diminuição de sua abundância se deve à perda do abrigo que a área litorânea proporcionava, o que a tornou mais vulnerável aos predadores.

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo ao longo do tempo, nos quatro períodos entre 1990 e 1998, permitiu conhecer quais as espécies que persistiram na assembléia de peixes desse hábitat marginal do rio Tibagi o utilizam. Entre as espécies persistentes de maior abundância, foi possível verificar que aquelas que foram favorecidas quando houve alteração do hábitat foram as mesmas que utilizaram esse hábitat temporariamente. Nessas espécies, a principal mudança foi verificada na troca de dieta.

Já as espécies tipicamente residentes na área litorânea, quando essa foi alterada, tiveram respostas diversas. As espécies foram limitadas pela ausência de seu alimento principal, como foi o caso de *S. intermedius* e *A. lacustris*, que desapareceram nessa situação. Para duas outras, *S. insculpta* e *A. altiparanae*, o alimento não deve ter sido o principal motivo de seu desaparecimento nos meses em que ele diminuiu ou desapareceu, mas sim a falta do abrigo que a área marginal proporcionava, o que as deixou vulneráveis aos seus predadores.

### Referências Bibliográficas

Agostinho, A.A.; Júlio Jr., H.F.; Gomes, L.C.; Bini, L.M. & Agostinho, C.S. 1997. Estrutura trófica. In: A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. A.E.A.M. Vazzoler; A.A. Agostinho & N.S. Hahn (eds.). Eduem, Maringá. pp.229-248.

Araújo-Lima, C.A.R.M.; Agostinho, A.A. & Fabr , N.N. 1995. Trophic aspects of fish communities in brazilian rivers and

reservoirs. In: Limnology in Brazil. J.G. Tundisi; C.E.M. Bicudo & T.M. Tundisi (eds.). Brazilian Academy of Sciences & Brazilian Limnological Society, São Paulo. pp.105-136.

Bennemann, S.T.; Shibatta, O.A. & Garavello, J.C. 2000. Peixes do rio Tibagi: uma abordagem ecológica. Ed. UEL, Londrina.

Carvalho, E.D.; Fujihara, C.Y. & Henry, R. 1998a. A study of the ichthyofauna of the Jurumirim reservoir (Paranapanema river, São Paulo state, Brazil): fish production and dominant species at three sites. Verh. Internat. Verein. Limnol., 26:2199-2202.

Carvalho, E.D.; Silva, V.F.B.; Fujihara, C.Y.; Henry, R. & Foresti, F. 1998b. Diversity of fish species in the river Paranapanema – Jurumirim reservoir transition region (São Paulo, Brazil). Ital. J. Zool., 65(suppl.):325-330.

Dias, J.H.P. & Garavello, J.C. 1998. Ecological studies on the fish community of Salto Grande reservoir, Paranapanema river basin, São Paulo, Brazil. Verh. Internat. Verein. Limnol., 26:2228-2231.

Esteves, K.E. & Galetti Jr., P.M. 1995. Food partitioning among some characids of a small brazilian floodplain lake from the Paraná river basin. Env. Biol. Fish., 42:375-389.

Ferreira, E.J.G.; Santos, G.M. & J gu, M. 1988. Aspectos ecológicos da ictiofauna do rio Mucaja , na ilha Pared o, Roraima, Brasil. Amazoniana, 10:339-352.

Gerking, S.D. 1994. Feeding ecology of fishes. Academic Press, San Diego.

Goulding, M. 1980. The Fishes and the forest: explorations in Amazon natural history. University of California Press, Berkeley.

Goulding, M.; Carvalho, M.L. & Ferreira, E.J.G. 1988. Rio Negro. Rich life in poor water. Amazonian diversity and foodchain ecology as seen through fish communities. SPB Academic Publishing, The Hague.

Hahn, N.S.; Agostinho, A.A.; Gomes, L.C. & Bini, L.M. 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos. Interciencia, 23:299-305.

Lobon-Cerviá, J. & Bennemann, S.T. 2000. Temporal trophic shifts and feeding diversity in two sympatric, neotropical omnivorous fishes: *Astyanax bimaculatus* and *Pimelodus maculatus* in rio Tibagi (Paraná, southern Brazil). Arch. Hydrobiol., 149(2):285-306.

Lowe-McConnell, R.H. 1991. Natural history of fishes in Araguaia and Xingu amazonian tributaries, Serra do Roncador, Mato Grosso, Brazil. Ichthyol. Explor. Freshwaters, 2:68-82.

Lowe-McConnell, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Edusp, São Paulo.

Matthews, W.J. 1998. Patterns in freshwater fish ecology. Thomson Publ. Chapman & Hall, New York.

Orsi, M.L. & Agostinho, A.A. 1999. Introdu o de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da bacia do rio Paraná, Brasil. Revta. bras. Zool., 16:557-560.

Wittaker, R.H. 1965. Dominance and diversity inland plant communities. Science, 147:250-260.

## Parasitas de peixes do rio Tibagi

Mário A. Gabrielli

**ABSTRACT** – (Tibagi River fish parasites) The Tibagi River Basin was studied from the point of view of the ectoparasites that were found in the fish fauna. Some 3,000 fishes were examined 1991-1998 and two groups of ectoparasites were identified: Hirudinea and Crustacea (Copepoda, Branchiura and Isopoda). A brief description of these groups and some aspects of the parasitism are given.

Key words – Ichtyoparasitology, Lerneids, parasites, Tibagi River Basin.

### INTRODUÇÃO

As adaptações à vida parasitária, com transformações no que diz respeito aos órgãos de locomoção, fixação e sensoriais, e a degeneração ou adaptação do aparelho digestório em algumas espécies, bem como a passagem de um hospedeiro a outro, são fatores importantes no parasitismo. Saídas naturais são utilizadas (boca, opérculo e ânus), sendo que o parasita pode mesmo alterar os tecidos do hospedeiro, de maneira que haja um outro modo de abandoná-lo (por exemplo, através de ovos, cistos ou embriões). O parasitismo tem como característica o dano causado ao hospedeiro, envolvendo intimamente os tecidos dos dois indivíduos. A respiração e o metabolismo do parasito se dão através dos tecidos e órgãos do hospedeiro, que por sua vez reage a essas atividades do parasito (Eiras, 1994; Pavanelli *et al.*, 1998). A presença do parasito pode afetar os tecidos, principalmente o epitélio ou as brânquias, com mais gravidade quando a infestação é massiva.

Nas brânquias e nas paredes da câmara branquial, argulídeos, copépodos em estágios de desenvolvimento, isópodos e sanguessugas podem provocar sérios danos e mesmo a mortalidade dos peixes (Ostrensky & Boeger, 1998). Sanguessugas e crustáceos, quando presentes em grande número, exercem uma ação espoliativa absorvendo sangue, e causam também efeitos tóxicos, como em *Argulus*, que possui um espinho acoplado a uma glândula de veneno, o qual provoca alterações no quadro sangüíneo e na função respiratória dos peixes. Além disso, *Argulus* pode transmitir a virose primaveril

de carpas (Kabata, 1970; Pfeil-Putzien, 1978; Pavanelli *et al.*, 1998). Quando ocorrem em grande número, tanto as sanguessugas como os copépodos podem provocar ferimentos na superfície do corpo do hospedeiro, causando hemorragias e favorecendo a penetração de outros organismos patogênicos, como bactérias e fungos. Os hirudíneos de hábitos hematófagos podem ser vetores de outros agentes patogênicos, tais como hemogregarinas e tripanossomos (Eiras, 1994).

Alguns copépodos, especialmente lerneídeos, alimentam-se diretamente do sangue e causam anemia em peixes jovens e pequenos, e diminuição do crescimento. Aqueles que produzem hiperplasia e metaplasia nos filamentos branquiais, podem reduzir a capacidade respiratória do peixe. Como os níveis de oxigênio dissolvido tendem a cair durante a noite na água dos rios, porque cessa a fotossíntese, um peixe que parece saudável durante o dia, pode morrer à noite, porque os copépodos e outros parasitas branquiais reduziram sua capacidade respiratória.

A bacia do rio Tibagi possui uma diversidade de peixes apreciável (ver capítulo 22), sendo que muitas dessas espécies possuem importância comercial, seja como pescado ou para cultivo em pisciculturas. O sucesso da exploração dos recursos pesqueiros, com o aparecimento, no estado do Paraná, de inúmeras propriedades de cultivo de espécies exóticas e também nativas, depende de vários fatores, entre os quais um dos mais importantes, senão o mais relevante, relaciona-se com a condição sanitária dos peixes a serem criados. Também em evidência estão os empreendimentos do tipo “pesque-pague”, nos quais, muitas vezes, os pro-

prietários não têm preocupação com o parasitismo nos plantéis. Como resultado, tem-se a disseminação de parasitos e de enfermidades, trazendo problemas ecológicos e prejuízos econômicos aos investidores desses empreendimentos.

A ocorrência de ectoparasitos nas espécies de peixes é um evento comum e pode ser verificada tanto nas espécies nativas como nas espécies cultivadas. Estas últimas ainda podem ser disseminadoras de parasitos alienígenas, à medida que escapam de pisciculturas que não possuem cuidados sanitários. Nesse fato reside a preocupação de um levantamento das espécies de parasitos que ocorrem na região, para que um controle sanitário rigoroso possa ser efetuado, com a finalidade de se prevenir infestações massivas nos peixes.

Com o objetivo de identificar os principais parasitas de peixes na bacia do rio Tibagi, foi realizado um levantamento dos principais grupos.

### PEIXES ESTUDADOS

Cerca de 3.000 peixes foram examinados durante as coletas feitas pela equipe de ictiologia do projeto Aspectos da Fauna e Flora da Bacia do Rio Tibagi (Projeto Tibagi). As informações constantes deste capítulo referem-se a resultados obtidos a partir do estudo de ectoparasitas coletados de 1990 até 1998 e preparados de acordo com Amato *et al.* (1991). Na primeira fase, que durou de abril de 1990 a fevereiro de 1991, foram examinados peixes de cinco localidades (Ipiranga, Telêmaco Borba, Sapopema, Londrina e Sertãoópolis), num total de 1.805 peixes. Desse total, 231 apresentavam uma ou mais espécies de parasitas, correspondendo a 12,8%. Na figura 1 é mostrado o número total de peixes coletados em cada localidade e o número de peixes parasitados. Os grupos taxonômicos de parasitas foram Hirudinea e Crustacea, este último incluindo Isopoda, Branchiura e Copepoda.

### ECTOPARASITAS

#### Hirudíneos

Os hirudíneos são ectoparasitas hematófagos temporários que parasitam tanto peixes de água doce como marinhos, e são chamados, popularmente, de sanguessugas. As sanguessugas fixam-se nos peixes através de uma ventosa localizada na sua região anterior, onde se encontra a boca; têm também uma ventosa posterior, e costumam ser encontradas no tegumento, nas nadadeiras, na boca, na câmara branquial, nas cavidades nasais e na língua. No local da fixação das sanguessugas é possível observar pequenas lesões ulcerativas, além de hemorragias pouco extensas.

Na primeira fase do Projeto Tibagi foram encontradas três espécies de sanguessuga parasitando 18

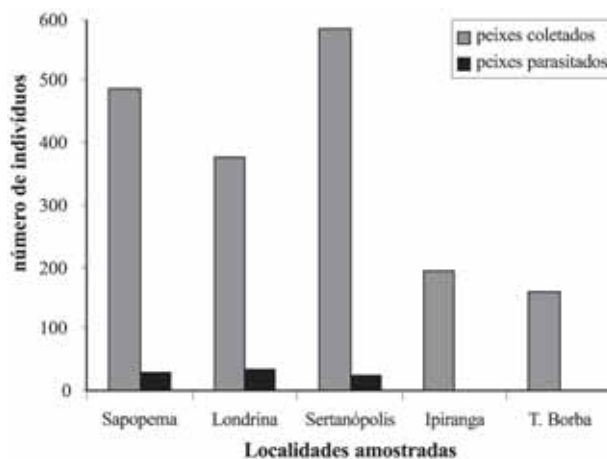


Figura 1. Freqüência de peixes coletados e de peixes parasitados nas cinco localidades amostradas.

espécies de peixes (ver apêndice). Observou-se grande especificidade entre peixes e parasitas, pois somente *Hypostomus* sp. foi parasitado por mais de uma espécie de sanguessuga (ver apêndice). Os peixes mais parasitados foram *Hypostomus* sp., sendo *Oligobdella brasiliensis* (fig. 2) o principal parasita. Embora esta sanguessuga tenha sido descrita, na literatura, como hematófaga de quelônios e jacarés, foi observada em cerca de 90% dos peixes examinados, estando aderida principalmente ao tegumento, à boca e aos dentículos e, ainda, aos raios das nadadeiras, provocando pontos hemorrágicos. A outra espécie identificada foi *Helobdella anoculis*, que não é hematófaga e cujo percentual de parasitismo em *Hypostomus* sp. foi 10%.

Como é de conhecimento, esse parasitismo em si não causa grandes danos ao hospedeiro, a não ser quando a infestação é grande, como observado por Paperna & Zwerner (1974) para *Ictalurus catus*. A mais importante consequência da parasitose por hirudíneos será, provavelmente, a transmissão de protozoários e outros patógenos aos animais atacados (Eiras, 1994; Pavanelli *et al.*, 1998). Sabe-se, há muito tempo, que as sanguessugas transmitem, aos peixes, tripanossomos e hemogregarinas, e, segundo Ahne (1978), a sanguessuga *Piscicola geometra* é vetor da virose primaveril de carpas.



Figura 2. *Oligobdella brasiliensis*. (Foto: R.R. Rufino)

### Isópodos

Os isópodos apresentam corpo achatado em sentido dorso-ventral e a forma pode ser ovalada (a forma padrão) ou apresentar linhas menos arredondadas. Possuem apêndices locomotores adaptados a agarrar ao corpo do hospedeiro para que possam se alimentar. Esses parasitas podem se fixar em qualquer parte do corpo do hospedeiro (língua, cavidade opercular e tegumento), além de poder se alojar em bolsas do tegumento do peixe (Thatcher, 1988, 1993, 1996; Bastos *et al.*, 1996).

Todas as sete espécies de isópodos amostradas nos peixes da bacia do rio Tibagi pertencem a família Cymothoidae (ver apêndice). Cinco espécies de peixes apresentaram esses parasitas, sendo que um mesmo táxon pode ser parasitado por mais de uma espécie desses parasitas, exceto *Pimelodus maculatus*, que apresentou apenas *Nerocila armata* (ver apêndice). Eles encontravam-se no tegumento dos peixes ou alojados no interior da boca e da cavidade opercular, alimentando-se de sangue e de tecidos do hospedeiro. Ressalte-se que um indivíduo de *Riggia brasiliensis* (fig. 3) foi encontrado envolvido por tegumento na cavidade abdominal de *Leporinus octofasciatus* e, ao retirar-se o parasita, constatou-se que era uma fêmea com cerca de 406 manca (jovens). O tamanho grande desse hospedeiro permitiu que o parasita, que tem cerca de 3 cm, pudesse alojar-se em sua cavidade abdominal, permitindo ainda o grande número de manca no marsúpio, o que foi constatado também para *Artystone minima* em *Nannostomus beckfordi* por Thatcher & Carvalho (1988). O maior índice de infestação pertence à espécie *Braga nasuta* (fig. 4), mas as lesões provocadas nos peixes por esses parasitas não mostraram evidências de reações inflamatórias ou de invasões secundárias de bactérias.

### Branquiúros

A família Argulidae é a única da classe Branchiura representada por crustáceos ectoparasitas de peixes, conhecidos por pescadores e piscicultores, de maneira geral, sob a denominação de piolho-de-peixe (Loyola e Silva & Lemos de Castro, 1985). A importância do parasitismo por argulídeos reside no fato de que esses parasitas, quando o grau de infestação é alto, podem levar a uma grande debilidade e, conseqüentemente, à mortalidade dos peixes, além de transmitirem a virose primaveril de carpas (Kabata, 1970; Pfeil-Putzien, 1978; Pavanelli *et al.*, 1998). Esses crustáceos podem causar efeitos tóxicos, por possuírem um espinho acoplado a uma glândula de veneno, o qual provoca alterações no quadro sangüíneo e na função respiratória dos peixes, e, também, lesões ulcerosas de grandes dimensões, havendo destruição das células, hipersecreção de muco junto aos bordos das lesões e exaustão das células



Figura 3. *Riggia brasiliensis*. (Foto: R.R. Rufino)



Figura 4. *Braga nasuta*. (Foto: R.R. Rufino)

mucígenas situadas por baixo do parasita. Outros efeitos dessa parasitose são emagrecimento e redução da taxa de crescimento, bem como irritação, que se manifesta por movimentos erráticos do hospedeiro e por fricção contra superfícies duras.

Sete espécies de argulídeos foram identificadas parasitando quatro espécies de peixes no Tibagi (ver apêndice). O maior grau de infestação foi com a espécie *Dolops longicauda* (fig. 5), seguido por *Argulus carteri* (fig. 6). *Dipteropeltis hirundo* (fig. 7) foi encontrada parasitando *Salminus hilarii*, porém sua ocorrência é rara, segundo a literatura.

### Copépodos

Os copépodos constituem os membros dominantes do plâncton de água doce, e cerca de um quarto de todas as espécies conhecidas são parasitas que atacam animais, desde esponjas até baleias. Em sua maioria são espécies muito pequenas (menos de 2 mm), mas, excepcionalmente, uma espécie de vida livre atinge 3 cm, e uma ectoparasita chega a alcançar 30 cm de comprimento (Barnes *et al.*, 1995). Constituem o maior grupo de crustáceos parasitas de peixes, com mais de 1.900 espécies conhecidas (Eiras, 1994). Algumas espécies estão altamente modificadas, fixas no hospedeiro, sem possibilidade de movimentação quando no estado adulto,





Figura 5. *Dolops longicauda*. (Foto: R.R. Rufino)



Figura 6. *Argulus carteri*. (Foto: R.R. Rufino)



Figura 7. *Dipteropeltis hirundo*. (Foto: R.R. Rufino)

e demonstram uma especialização parasitária evidente, sendo uma das características morfológicas a região cefálica, transformada a tal ponto que se torna difícil identificá-las como copépodos. Outras espécies possuem estruturas de fixação, por vezes extremamente complexas, ramificadas e de grandes dimensões, que se fixam aos hospedeiros de um modo análogo ao das raízes de árvores ou das âncoras (*anchor worms*). Essa formação, que se origina em profundas modificações da região cefálica, é característica da família Lernaeidae.

Na bacia do rio Tibagi foram observadas três espécies de copépodos parasitando 15 espécies de peixes (ver apêndice e tab. 1), sendo alto o grau de infestação pelas duas espécies identificadas.

**Tabela 1.** Espécies de peixes com lerniose coletadas no período de 1997 a 1998. (C) = espécies comerciais.

Nome científico	Nome comum
<i>Astyanax altiparanae</i> (C)	lambari-de-rabo-amarelo
<i>Cichlasoma paranaense</i>	carazinho
<i>Astyanax cf. fasciatus</i> (C)	tambuí-de-rabo-vermelho
<i>Iheringichthys labrosus</i> (C)	mandi-pintado
<i>Leporinus elongatus</i> (C)	piapara
<i>Leporinus friderici</i> (C)	piau
<i>Leporinus obtusidens</i> (C)	piapara
<i>Schizodon intermedius</i> (C)	piava
<i>Serrasalmus spilopleura</i> (C)	pirambeba
<i>Schizodon nasutus</i> (C)	campineiro

Dentre os copépodos, certamente o mais conhecido no Brasil é a *Lernaea cyprinacea* (fig. 8), que tem como características diagnósticas quatro âncoras (duas delas com ramificações) e corpo que se expande gradualmente desde a cabeça até a região posterior (portanto, o “pescoço” não é bem definido); abdômen curto, que termina num poro genital que está próximo à extremidade posterior, e sacos ovíferos que se projetam. Presume-se que esse ectoparasita foi introduzido no país através de carpas húngaras e que tenha sido disseminado para praticamente todas as regiões brasileiras através da comercialização de peixes vivos, da comercialização de alevinos dos estados de São Paulo, Paraná e Santa Catarina, do transporte inadequado e da contaminação da água de abastecimento principalmente pelos copepoditos (formas larvais). Atualmente, devido à falta de controle sanitário e de procedimentos como a quarentena, muitas propriedades de criação de peixes, e também os rios, estão infestados pela lerniose. Toda a superfície do corpo do hospedeiro pode constituir um local de fixação. Os parasitas também podem ser observados na boca e na língua. As nadadeiras parecem ser os locais preferenciais de fixação e, no lado interno delas, os parasitas podem ter maior proteção. Outro local preferencial são os olhos, o que causa danos mecânicos, edema do nervo óptico e inflamação intensa no olho. A parasitose por *Lernaea cyprinacea* tem, geralmente, graves conseqüências para os hospedeiros, podendo levar a altas taxas de mortalidade, o que obriga o emprego de produtos alta-



Figura 8. *Lernaea cyprinacea*. (Foto: R.R. Rufino)

mente tóxicos para a eliminação da infecção. Mesmo que não morram, os peixes apresentarão perda de peso, diminuição da taxa de crescimento, perda do equilíbrio, diminuição do apetite ou interrupção da alimentação, natação errática e letargia. Os parasitas alimentam-se de sangue do hospedeiro e têm considerável importância econômica, pois são capazes de matar peixes em pisciculturas (Thatcher, 1998; Thatcher & Williams, 1998), sendo necessário que se tomem medidas preventivas, evitando-se a transmissão através de água contaminada com os estágios livre-natantes dos parasitas ou da introdução direta de peixes parasitados.

*Taurocherus* sp. (fig. 9) foi descrita na Argentina, mas atualmente é bastante freqüente em rios do Sul do Brasil, como é o caso do rio Tibagi, no Paraná. A espécie tem o corpo dividido em cabeça, chifres, pescoço e tronco, sendo os chifres alongados e projetando-se lateralmente entre a cabeça e o pescoço; o corpo é cilíndrico, expandido anteriormente.



Figura 9. *Taurocherus* sp. (Foto: R.R. Rufino)

Comparando-se os dados obtidos em 1997-1998 (tab. 1) com os dados anteriores, relacionados em apêndice, verifica-se a ampliação do número de espécies parasitadas por lerneídeos. Possivelmente, o escape de peixes de pisciculturas, infestados por lerneídeos, seja a causa da disseminação destes parasitas nos rios da bacia do Tibagi.

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

Dentre as espécies de peixe estudadas, pelo menos 16 possuem importância comercial e nelas foram identificadas 18 espécies de parasitas, com potencial para causar futuros problemas sanitários. Os peixes portadores do maior número de espécies de parasitas foram: *Astyanax altiparanae* e *Salminus hilarii* (cinco), *Galeocharax knerii* (quatro), *Pimelodus maculatus*, *Schizodon intermedius* e *Serrasalmus spilopleura* (três). O parasita com maior número de hospedeiros foi o copépodo *Lernaea cyprinacea*, que esteve presente em dez espécies de peixe, seguido do hirudíneo *Oligobdella brasiliensis*, presente em sete espécies.

Das espécies de parasitas investigadas, pelo menos *Lernaea cyprinacea* foi introduzida, confirmando a ausência de cuidados sanitários pelos piscicultores. Este parasita trouxe sérios problemas a muitas pisciculturas nos anos em que foram coletadas (1997 e 1998, obs. pess.). Aparentemente esse problema foi controlado nos sistemas artificiais, mas estudos ainda devem ser feitos no ambiente natural para que um parecer seja emitido.

Com esses resultados, fica clara a necessidade de cuidados ao transpor peixes do sistema natural para o artificial, como a adoção de medidas profiláticas em quarentenas. Apenas dessa forma pode-se evitar a propagação de enfermidades nos sistemas de cultivos.

### Referências Bibliográficas

- Ahne, W. 1985. *Argulus foliaceus* L. and *Piscicola geometrica* L. as mechanical vectors of spring viraemia of carp virus (SVCV). *J. Fish Diseases*, 8:241-242.
- Amato, J.F.R.; Boeger, W.A. & Amato, S.P. 1991. Protocolos para laboratório – Coleta e processamento de parasitas do pescado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Barnes, R.S.K.; Calow, P. & Olive, P.P.J.W. 1995. Os invertebrados, uma nova síntese. Atheneu, São Paulo.
- Bastos, P.A.M.; Andrade, D.R. & Dorigo, D. 1996. Parasitismo de sairú *Cyphocarax gilberti* (Quoy & Gaimard, 1824) por *Riggia paranensis* Szidat (Isopoda: Cymthoidae) na bacia do rio Itabapoana. In: Resumos do IV Encontro Brasileiro de Patologistas de Organismos Aquáticos (Pirassununga, SP). p.17.
- Eiras, J.C. 1994. Elementos de ictioparasitologia. Fund. Antonio Pinto de Almeida, Porto.
- Kabata, Z. 1970. Crustacea as enemies of fishes. TFH Publications, USA.
- Loyola e Silva, J. & Lemos de Castro, A. 1985. Isopoda, 33. In: Manual de identificação de invertebrados límnicos do Brasil. R. Schaden (org.). CNPq, Brasília. 10p.
- Ostrensky, A. & Boeger, W.A. 1998. Piscicultura: fundamentos e técnicas de manejo. Agropecuária, Guaíba.
- Paperna, I. & Zwerner, D. 1974. Massive leech infestation on a white catfish (*Italurus catus*). A histopathological consideration. *Proc. Helminthol. Soc. Wash*, 41:64-67.
- Pavanelli, C.J.; Eiras, J.C. & Takemoto, R.M. 1998. Doenças de peixes – Profilaxia, diagnóstico e tratamento. Eduem, Maringá.
- Pfeil-Putzien, C. 1978. Experimental transmission of spring viraemia of carp through carp lice (*Argulus foliaceus*). *Zent. Fur Veterinamed.*, 25:319-323.
- Thatcher, V.E. 1988. *Asotana magnifica* n. sp. (Isopoda Cymothoidae) an unusual parasite (comensal?) of the buccal cavities of piranhas (*Serrasalmus* sp.) from Roraima. *Amazoniana*, 10:239-248.
- Thatcher, V.E. 1993. *Anphira branchiali* Gen. Et sp. Nov. (Crustacea Isopoda, Cymothoidae) a gill cavity parasite of piranhas (*Serrasalmus* spp.) in the brazilian Amazon. *Acta Amaz.*, 23(2-3):297-307.
- Thatcher, V.E. 1996. *Braga amapaensis* n. sp. (Isopoda Cymothoidae) a mouth cavity parasite of the amazonian fish, *Acestrorhynchus guyanensis* MENEZEZ, with a redefinition of the genus *Braga*. *Amazoniana*, 14(1-2):121-129.
- Thatcher, V.E. 1998. Copepods and fishes in the brasilian Amazon. *J. of Marine Systems*, 15:97-112.
- Thatcher, V.E. & Carvalho, M.L. 1988. *Artystone minima* n. sp. (Isopoda, Cymothoidae) a body cavity parasite of the pencil fish (*Nannostomus bekfordi* GUENTHER) from the brasilian Amazon. *Amazoniana*, 10(3):255-265.

## Apêndice

Ectoparasitas identificados em peixes da bacia do rio Tibagi no período de 1990 a 1996. (C) = espécies comerciais.

Grupo de parasita	Parasita	Peixe parasitado
<b>Filo Annelida</b>		
<b>Classe Hirudinea</b>		
<b>Família Glossiphoniidae</b>	<i>Helobdella anoculis</i>	<i>Hypostomus</i> sp. (C) <i>Leporellus vittatus</i> <i>Moenkhausia intermedia</i> <i>Pinirampus pirinampu</i> (C) <i>Steindachnerina insculpta</i> <i>Acestrorhynchus lacustris</i> <i>Astyanax altiparanae</i> <i>Crenicichla</i> sp. <i>Hypostomus</i> sp. <i>Leporinus</i> sp. <i>Pimelodus maculatus</i> <i>Schizodon intermedius</i>
	<i>Oligobdella brasiliensis</i>	<i>Aphyocharax anisitsi</i> <i>Cichlasoma paranaense</i> <i>Hoplias malabaricus</i> <i>Leporinus elongatus</i> (C) <i>Leporinus friderici</i> (C) <i>Plagioscion squamosissimus</i> (C) <i>Prochilodus lineatus</i> (C)
	Espécie não identificada	
<b>Sub-filo Crustacea</b>		
<b>Classe Malacostraca</b>		
<b>Ordem Isopoda</b>		
<b>Família Cymothoidae</b>	<i>Artystone trysibia</i> <i>Braga nasuta</i>	<i>Galeocharax knerii</i> <i>Galeocharax knerii</i> <i>Leporellus vittatus</i> <i>Pimelodus maculatus</i> (C)
	<i>Nerocila armata</i> <i>Paracymothoa astyanactis</i>	<i>Astyanax altiparanae</i> <i>Galeocharax knerii</i>
	<i>Riggia brasiliensis</i> <i>Telotha henselii</i>	<i>Leporinus octofasciatus</i> <i>Astyanax altiparanae</i> <i>Leporinus octofasciatus</i>
	<i>Vanamea symetrica</i>	<i>Astyanax altiparanae</i> <i>Galeocharax knerii</i>
<b>Classe Branchiura</b>		
<b>Família Argulidae</b>	<i>Argulus carteri</i> <i>Argulus nattereri</i>	<i>Serrasalmus spilopleura</i> <i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (C) <i>Salminus hilarii</i>
	<i>Dipteropeltis hirundo</i> <i>Dolops carvalhoi</i> <i>Dolops intermedia</i> <i>Dolops longicauda</i>	<i>Salminus hilarii</i> <i>Hoplias malabaricus</i> <i>Hoplias malabaricus</i> <i>Salminus hilarii</i> <i>Serrasalmus spilopleura</i>
	<i>Dolops nana</i>	<i>Salminus hilarii</i>
<b>Classe Copepoda</b>		
<b>Família Lernaeidae</b>	<i>Lernaea cyprinacea</i> <i>Taurocherus</i> sp.	<i>Schizodon intermedius</i> (C) <i>Leporinus</i> sp. <i>Pimelodus maculatus</i> <i>Schizodon intermedius</i> <i>Serrasalmus spilopleura</i> (C)
	Espécie não identificada	<i>Acestrorhynchus lacustris</i> <i>Astyanax altiparanae</i> <i>Hoplias malabaricus</i> (C) <i>Salminus hilarii</i>

## Hematologia: o quadro sangüíneo de peixes do rio Tibagi

Ângela T. Silva-Souza, Maria J. T. Ranzani-Paiva e Patrícia M. Machado

**ABSTRACT** – (Hematology: Tibagi River fish blood composition) The present chapter describes the hematological parameters, both white and red series of the following fish species: *Leporinus elongatus*, *L. friderici*, *L. obtusidens* e *Schizodon intermedius* (Anostomidae), *Acestrorhynchus lacustris* (Acestrorhynchidae), *Triportheus angulatus* (Characidae), *Steindachnerina insculpta* (Curimatidae), *Pimelodus maculatus* e *Pinirampus pirinampu* (Pimelodidae), collected in the Tibagi River, Sertãozinho Municipality. The blood smears of the 389 examined specimens presented a general picture of freshwater teleosts. The red blood cells series in the peripheral blood contained erythrocytes and erythroblasts. The white blood cell series showed the classic forms, i.e., lymphocytes, neutrophils, monocytes, basophils, eosinophils, special granulocytic cells and immature leukocytes. Lymphocytes are by far the most common leukocytes. Eosinophils were only found in specimens of *P. maculatus*. Special granulocytic cells were found in both *P. maculatus* and *T. angulatus*. Seasonal changes in the blood cell composition of healthy fish during the spawning period were shown in females of *A. lacustris*, *S. intermedius* and *S. insculpta*. The red blood cells series of the 59 specimens belonging to the *L. elongatus*, *L. friderici*, *L. obtusidens* e *S. intermedius* species is also presented.

Key words – Blood picture, erythrocytes, fish, hematology, leucocytes, Tibagi River.

### INTRODUÇÃO

O sangue é um tecido com propriedades muito especiais, que está em equilíbrio com praticamente todos os outros tecidos e constitui uma das grandes forças homeostáticas do organismo (Kalashnikova, 1976), desempenhando muitas funções diferentes (respiração, proteção, transporte, nutrição e outras). Em contato com os órgãos, tecidos e células, promove estabilidade do ambiente interno e reage sensivelmente a todas as alterações que nele ocorrem. Estudos comparativos detalhados do homem e de animais domésticos possibilitam afirmar que o sangue é um “espelho” no qual os processos vitais dos organismos estão refletidos (Srivastava, 1968).

O estudo das variáveis sangüíneas dos vertebrados foi iniciado na tentativa de estabelecer valores normais e de determinar a posição das espécies na escala evolutiva (Wintrobe, 1934; Kisch, 1949). Posteriormente, Hendricks (1952) e Hesser (1960) adaptaram as técnicas empregadas em hematologia humana para o estudo do sangue de peixes (Blaxhall, 1972; Ishioka & Fushimi, 1975; Hickey, 1976; Pieterse *et al.*, 1981; Rambhaskar & Rao, 1987).

Alterações morfológicas, funcionais e quantitativas do sangue humano e de outros vertebrados superiores ocorrem, freqüentemente, sob condições de doença, sendo que os indivíduos doentes são claramente distinguidos dos saudáveis. Devido a isso, muitos pesquisadores enfatizaram a necessidade de se estabelecer os valores hematológicos normais dos peixes, para posterior diagnóstico de patologias (Hesser, 1960; Larsen & Snieszko, 1961; Snieszko, 1961; Summerfelt *et al.*, 1967; Blaxhall, 1972; Ishioka & Fushimi, 1975; Pieterse *et al.*, 1981) e de efeitos de poluição (Mawdesley-Thomas, 1971). Entretanto, tem se constatado que os peixes sadios apresentam uma grande variação em suas características sangüíneas, podendo sofrer alterações frente a condições endógenas (como sexo, estágio de maturação gonadal, estado nutricional e idade, entre outras), e exógenas (como temperatura da água, salinidade e concentração de oxigênio dissolvido) (Anthony, 1961; Boyar, 1962; DeWilde & Houston, 1967; Pitombeira *et al.*, 1968; Martins & Pitombeira, 1968; Houston & DeWilde, 1968; Enomoto, 1969; Soivio *et al.*, 1973; Ezzat *et al.*, 1974; Pandey *et al.*, 1976; Pandey, 1977; Van Vuren & Hattingh, 1978; Clark *et al.*, 1979; Kavamoto *et al.*, 1983a, 1985; Ranzani-Paiva & Godinho, 1983, 1985; Amadio, 1985;

Facchini, 1987; Silva, 1987; Souza, 1990; Ranzani-Paiva, 1995a, 1995b; Rodrigues, 1999). Dessa forma, para que o quadro sanguíneo normal de cada espécie de peixe possa ser determinado e os padrões estabelecidos, deve-se conhecer a amplitude de variação desses valores, levando-se em conta todas essas influências e as características de cada espécie. Nesse contexto, o estudo de populações selvagens é essencial.

Avaliações detalhadas do quadro sanguíneo de espécies de peixes são escassas no Brasil, especialmente no que se refere a populações de ambientes naturais. Esses estudos foram iniciados por Oria (1932), em uma minuciosa revisão sobre os eritrócitos de várias espécies de teleosteos de rios do estado de São Paulo, e tiveram expressão a partir dos trabalhos realizados por Pitombeira & Martins (1966; 1970), Martins & Pitombeira (1968), Pitombeira *et al.* (1968; 1969; 1971; 1973). Posteriormente, outros estudos foram realizados: Favaretto (1977) e Favaretto *et al.* (1978), com *Plecostomus regani*; Ribeiro (1978), com *Pimelodus maculatus*; Ranzani-Paiva & Godinho (1983; 1985), com *Prochilodus scrofa*; Kavamoto *et al.* (1983a), com *Rhamdia hilarii*; Kavamoto *et al.* (1983b; 1985), com *Plecostomus albopunctatus*; Val *et al.* (1985) e Satake *et al.* (1991), com *Hypostomus regani*; Amadio (1985), com *Semaprochilodus insignis* e *S. taeniurus*; Satake *et al.* (1986; 1993), com *Hypostomus paulinus*; Facchini (1987), com *Mugil liza* e *Mugil curema*; Silva (1987), com *Leporinus steindachneri*; Ranzani-Paiva & Eiras (1992), com 13 espécies do rio Paraná; Almeida (1994), com *Schizodon intermedius*; Satake *et al.* (1994a), com *Loricaria macrodon*; Satake *et al.* (1994b), com *Pseudoplatystoma corruscans*; Soares *et al.* (1994), com *Prochilodus lineatus*; Lopes *et al.* (1995), com *Sphaeroides testudineus*; Ranzani-Paiva (1995a; 1995b) e Ranzani-Paiva *et al.* (1997a), com *Mugil platanus*; Rodrigues (1999), Veiga *et al.* (2000) e Ranzani-Paiva *et al.* (2001), com *Salminus maxillosus*; Ranzani-Paiva *et al.* (2000b), com 20 espécies do rio Paraná; Ranzani-Paiva *et al.* (2000c), com *Salminus maxillosus* e *Cyprinus carpio*.

Para espécimes mantidos em cativeiro, destacam-se os seguintes trabalhos: Pitombeira (1972), com *Astronotus ocellatus*; Zuim *et al.* (1984) e Ranzani-Paiva *et al.* (1987), com *Cyprinus carpio*; Ranzani-Paiva & Godinho (1986), com *Prochilodus scrofa*; Souza (1990), com *Arapaima gigas*; Paiva (1991) e Ranzani-Paiva (1996), com *Brycon* sp.; Ranzani-Paiva & Ishikawa (1996), com *Mugil platanus*; Matushima & Mariano (1996) e Ueda *et al.* (1997), com *Oreochromis niloticus*; Beelen *et al.* (1998), com *Pseudoplatystoma corruscans*; Ranzani-Paiva *et al.* (1998), com *Oncorhynchus mykiss*; Tavares-Dias & Faustino (1998), com *Oreochromis niloticus*; Tavares-Dias *et al.* (1998), com *Colossoma macropomum*; Tavares-Dias *et al.* (1999a), com *Brycon cephalus*; Tavares-Dias *et al.* (1999b), com *Colossoma macropomum*; Tavares-Dias *et al.* (1999c), com *Leporinus*

*macrocephalus* e *Piaractus mesopotamicus*; e Tavares-Dias *et al.* (1999d), com *Piaractus mesopotamicus*.

Diante do elevado número de espécies de peixes existentes no Brasil, são poucas as que tiveram seu quadro sanguíneo estudado em algum momento. Assim sendo, é necessário ampliar tais estudos, no sentido de se conhecer os parâmetros sanguíneos do maior número de espécies possível e de cada espécie nos mais diferentes ambientes.

O rio Tibagi apresenta, ao longo de seu curso, ambientes muito distintos, onde são encontradas diferentes espécies de peixes ou, então, populações de uma mesma espécie. Essas constituem importante fonte de estudos do quadro sanguíneo normal e de sua amplitude de variação. Uma vez conhecido o padrão de cada população em determinado ambiente, pode-se diagnosticar alterações patológicas do sangue, que se produzem por aumento dos valores normais ou por desvios de seus limites. Assim, muitas dessas espécies podem ser utilizadas como bioindicadoras, auxiliando no monitoramento ambiental.

Neste capítulo são apresentados os resultados dos estudos do quadro sanguíneo de 389 indivíduos pertencentes às espécies *Leporinus elongatus* (36), *L. friderici* (12), *L. obtusidens* (27) e *Schizodon intermedius* (Anostomidae) (80), *Acestrorhynchus lacustris* (Acestrorhynchidae) (52), *Triporthus angulatus* (Characidae) (11), *Steindachnerina insculpta* (Curimatidae) (69), *Pimelodus maculatus* (95) e *Pinirampus pirinampu* (Pimelodidae) (7), pertencentes à assembléia de peixes da zona litorânea do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis. Os peixes foram capturados com auxílio de redes de espera de diferentes tamanhos de malha, expostas por 24 horas e revisadas a cada quatro horas, nos períodos de julho de 1992 a julho de 1993 e de maio a agosto de 1994. Os animais foram levados para o laboratório de campo, montado próximo ao local de coleta, em caixas de isopor contendo água do próprio rio, e imediatamente submetidos às coletas das amostras de sangue. Aqueles que apresentavam qualquer tipo de lesão ou que estavam moribundos foram descartados.

## AS CÉLULAS DO SANGUE PERIFÉRICO DE PEIXES DO RIO TIBAGI

### Eritrócitos

Em todas as espécies de peixes teleosteos do rio Tibagi, os eritrócitos assemelham-se aos de outras espécies desse grupo de água doce estudados por outros autores (Ranzani-Paiva & Godinho, 1983; Kavamoto *et al.*, 1983a, 1983b, 1985; Ranzani-Paiva *et al.*, 1987, 2000b; Ranzani-Paiva & Eiras, 1992; Rodrigues, 1999). Possuem forma elíptica (na maioria das espécies estudadas) (fig. 1, A-C) ou ligeiramente arredondada, como verificado em *Pimelodus maculatus* (fig. 1, D), sempre com cito-

plasma acidófilo relativamente abundante. O núcleo é central, acompanha o formato da célula e apresenta cromatina compactada. Uma pequena quantidade dessas células apresenta forma bem mais arredondada, núcleo com cromatina menos compactada e citoplasma de cor acinzentada ou azulada, em consequência da menor concentração de hemoglobina e de seu caráter acidófilo e da basofilia do citoplasma. Essas células correspondem aos eritrócitos imaturos, e são denominadas eritroblastos (fig. 1, A-D). A presença de eritroblastos no sangue periférico dos peixes é comum em todas as fases da vida e não indica qualquer disfunção. Os peixes normalmente liberam eritrócitos imaturos de seus órgãos hematopoéticos para a circulação, onde eles se diferenciam em células maduras, pois possuem a informação genética para a síntese de hemoglobina em qualquer estágio de sua vida (Speckner *et al.*, 1989).

### Trombócitos

Os trombócitos também estiveram presentes em todas as espécies estudadas. São células pequenas, em comparação aos eritrócitos, e apresentam formas variadas: elípticas, alongadas, ovais ou arredondadas — embora predominem as alongadas (fig. 1, D) e as arredondadas (fig. 1, E e F). Os trombócitos pequenos e arredondados raramente aparecem sozinhos, estando freqüentemente agrupados em dois ou mais (fig. 1, E e F). O núcleo geralmente acompanha o formato da célula. O citoplasma é escasso, sem granulações visíveis e cora-se em azul-claro (fig. 1, D-F). Segundo Kalashnikova (1976), a grande diversidade de formas dessas células se deve aos diferentes estágios de desenvolvimento e, também, reflete sua especificidade.

À semelhança do que ocorre com os outros vertebrados, os trombócitos são considerados como células críticas envolvidas no processo de coagulação do sangue dos peixes (Ferguson, 1976; Casillas & Smith, 1977). De acordo com Srivastava (1969), nos teleosteos a taxa de coagulação está relacionada ao número de trombócitos presentes no sangue periférico. Entretanto, Matushima & Mariano (1996) demonstraram que em *Oreochromis niloticus* essas células aparecem em maior proporção em tecidos com processos inflamatórios. Morrow & Pulsford (1980) também consideraram que os trombócitos têm capacidade fagocítica. Por essa razão, vários autores incluem os trombócitos na contagem diferencial dos leucócitos, embora essa célula constitua um elemento de linhagem própria, sem nenhuma ligação com a leucocitária.

### Leucócitos

Nos peixes do rio Tibagi foram encontrados os seguintes leucócitos: linfócitos e monócitos da série agranulocítica, e neutrófilos, basófilos, eosinófilos e célula

granulocítica especial da série granulocítica, além de células leucocitárias imaturas.

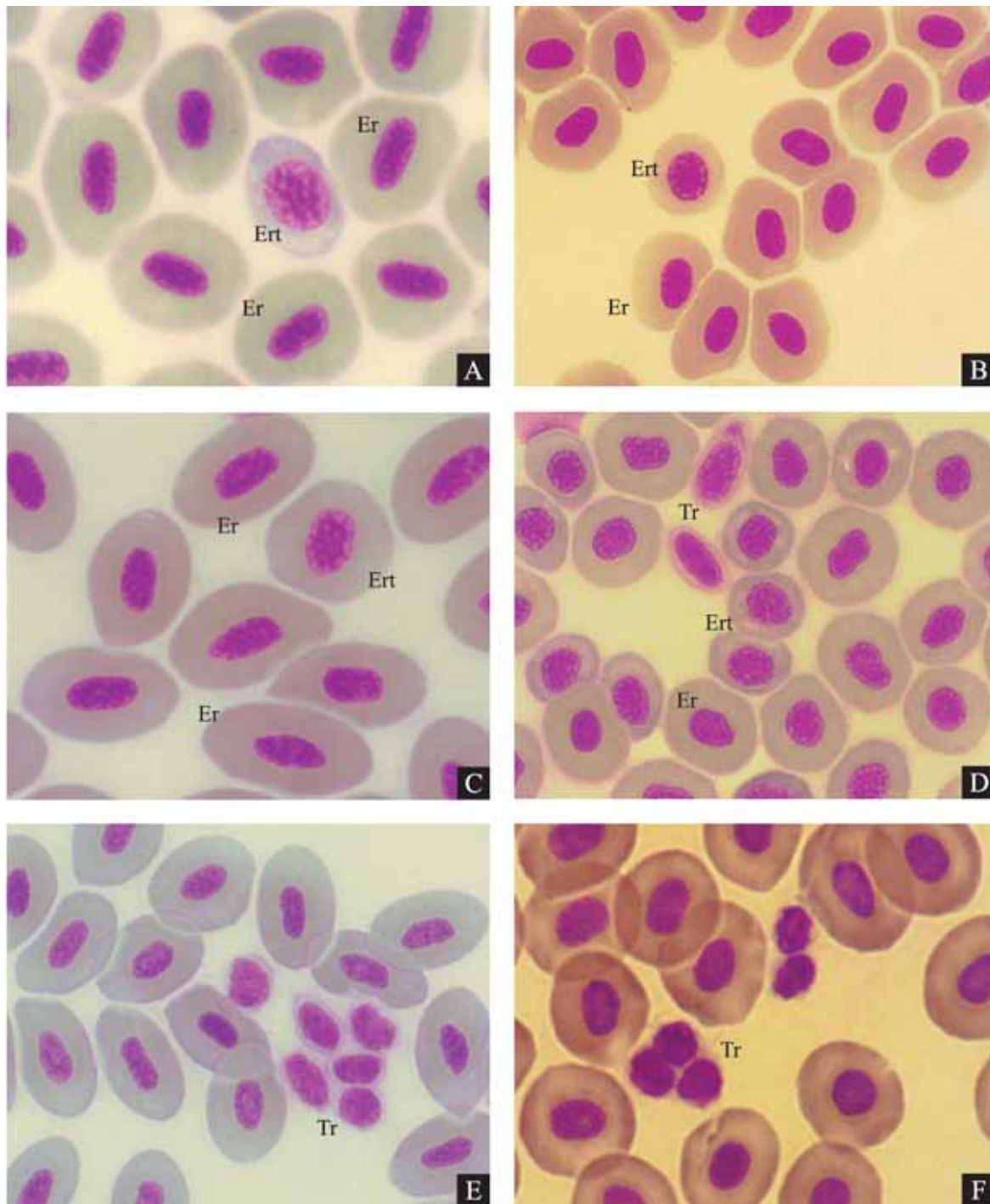
Morfologicamente, os leucócitos variam pouco de espécie para espécie e, assim como os eritrócitos, são representados no sangue periférico por células em diferentes estágios ou fases de desenvolvimento. As células jovens geralmente são grandes, arredondadas, com citoplasma intensamente basofílico e núcleo também grande (fig. 2, A-C). Tal aspecto, comum a todos os leucócitos jovens, impede a identificação das diferentes linhagens.

Os linfócitos apresentam tamanho variado, predominando os pequenos. O citoplasma é bastante escasso, com certa basofilia e, normalmente, com formato irregular. O núcleo é arredondado e ocupa quase toda a célula, apresentando cromatina compacta e homogênea (fig. 2, D-F). De acordo com Ellis (1977), os linfócitos grandes e pequenos, que são encontrados no sangue periférico dos peixes, representam diferentes estágios funcionais de uma mesma população celular, e não populações celulares distintas, como considerado por outros autores (Saunders, 1966; Lewis *et al.*, 1979; Mahajan & Dheer, 1979; Boomker, 1981).

Os monócitos aparecem como células grandes, freqüentemente de forma arredondada, porém com contorno irregular. O citoplasma mostra intensa basofilia, apresentando-se geralmente vacuolizado. Na figura 3 A encontra-se um monócito sem vacuolização no citoplasma e núcleo reniforme; nas figuras 3 B e 3 C são mostrados monócitos com diferentes quantidades de vacúolos e núcleos de diferentes formas (reniforme e lobulado). O núcleo excêntrico é grande, geralmente reniforme, arredondado ou discretamente lobulado, com cromatina fina reticulada. São as maiores células do sangue periférico da maioria dos indivíduos das espécies estudadas. Segundo Thuvander *et al.* (1987) e Doggett *et al.* (1987), os monócitos são células parcialmente diferenciadas que apresentam moderada propriedade fagocítica. Sob condições apropriadas, essas células deixam os vasos sanguíneos, completam sua maturação e, nos tecidos, tornam-se macrófagos maduros (Morrow & Pulsford, 1980; Boomker, 1981; Suzuki, 1986; Matushima & Mariano, 1996).

Os neutrófilos apresentam forma predominantemente arredondada e tamanho variado. Geralmente o citoplasma é abundante, com granulações extremamente finas e escassas, coradas levemente, o que muitas vezes lhe confere um aspecto quase transparente. Raramente são encontrados vacúolos. O núcleo é excêntrico e pode ser arredondado, em bastonete (fig. 3, D e E) ou segmentado (fig. 3, F). Mahajan & Dheer (1979) relataram a elevada sensibilidade dos neutrófilos dos peixes às alterações ambientais, e concluíram que a caracterização e a identificação dessas células têm fundamental importância na avaliação do estado de saúde desses animais.

Os basófilos também têm forma arredondada e contorno regular. O núcleo apresenta cromatina compactada



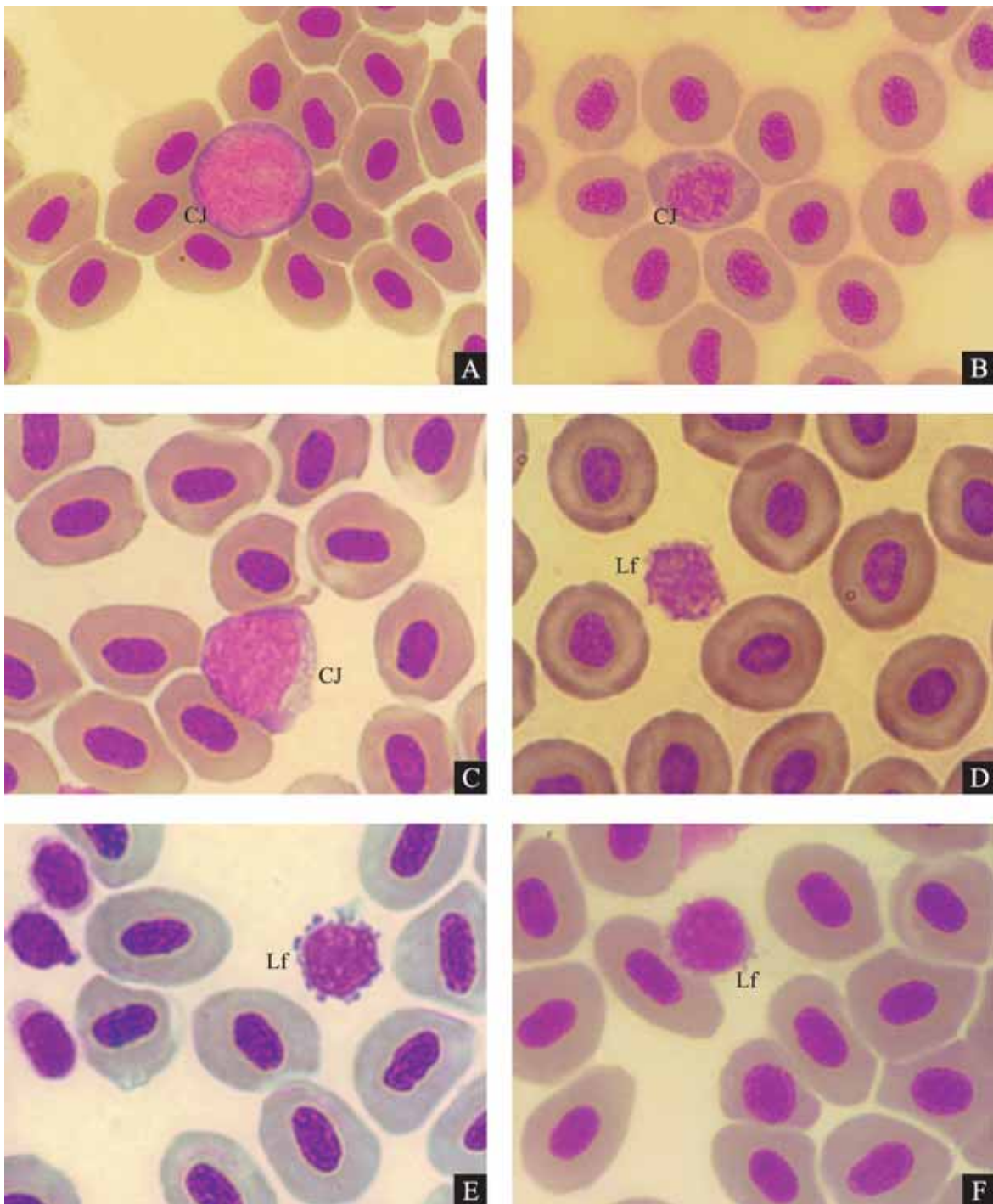
**Figura 1.** Células do sangue periférico de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis. **A** - *Leporinus friderici* - Er = eritrócito; Ert = eritroblasto (1840x); **B** - *Leporinus elongatus* - Er = eritrócito; Ert = eritroblasto (1438x); **C** - *Schizodon intermedius* - Er = eritrócito; Ert = eritroblasto (1840x); **D** - *Pimelodus maculatus* - Er = eritrócito; Ert = eritroblasto; Tr = trombócito alongado (1438x); **E** - *Schizodon intermedius* - Tr = trombócito arredondado (1438x); **F** - *Pimelodus maculatus* - Tr = trombócito arredondado (1438x). (Fotos: A.T. Silva-Souza)

e geralmente acompanha o formato da célula. O citoplasma tem granulações grosseiras altamente basofílicas que, na maioria das vezes, recobrem o núcleo. Nos peixes do rio Tibagi foram encontrados basófilos com tamanhos diferentes e granulações distintas, característicos em cada espécie (fig. 4, A-D).

Os eosinófilos foram encontrados apenas no sangue periférico de *Pimelodus maculatus*. São células arredondadas de tamanhos variados, fáceis de identificar

devido ao citoplasma rico em grânulos corados de amarelo-laranja. Entre os grânulos, observa-se ligeira basofilia do citoplasma (fig. 4, E).

As células granulocíticas especiais são muito semelhantes aos neutrófilos, porém com citoplasma abundante, rico em granulações claras, transparentes, esféricas e grosseiras, espalhadas homoganeamente. Tais grânulos não se coram pelos corantes usuais, sendo que, o que se observa ao microscópio de luz comum, é a imagem nega-



**Figura 2.** Células do sangue periférico de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis. **A** - *Leporinus elongatus* - CJ = célula jovem (1438x); **B** - *Pimelodus maculatus* - CJ = célula jovem (1438x); **C** - *Schizodon intermedius* - CJ = célula jovem (1840x); **D** - *Pimelodus maculatus* - Lf = linfócito (1840x); **E** - *Schizodon intermedius* - Lf = linfócito (1840x); **F** - *Leporinus elongatus* - Lf = linfócito (1840x). (Fotos: A.T. Silva-Souza)

tiva dos mesmos. O núcleo é excêntrico, pequeno e com cromatina grosseira (fig. 4, F).

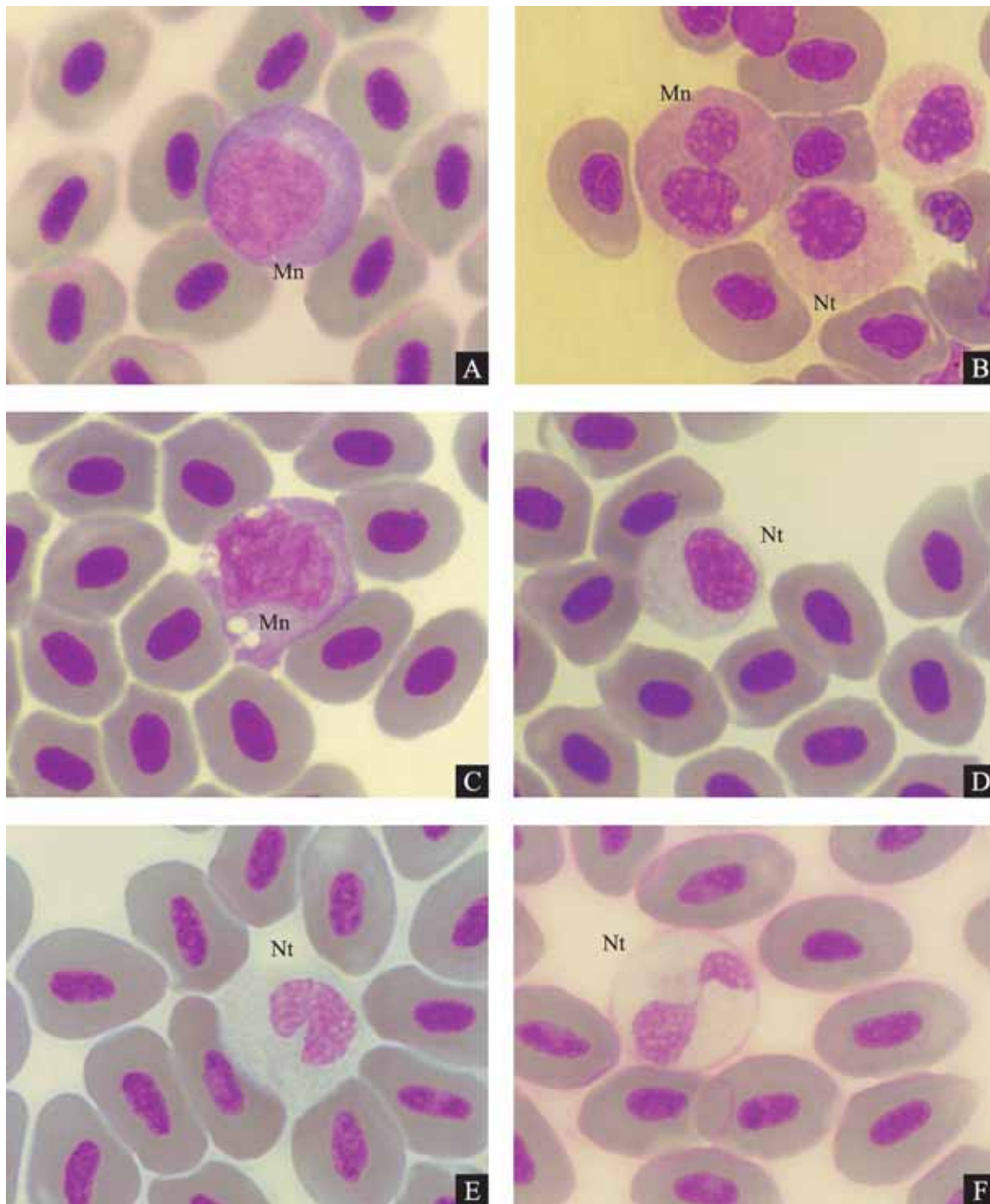
#### CONTAGEM DIFERENCIAL DOS LEUCÓCITOS

Na maioria dos trabalhos, os autores apresentam as porcentagens médias de cada leucócito presente no sangue periférico dos peixes acompanhadas dos valores mínimos e máximos encontrados em cada situação. Com isso, são verificadas variações amplas e as infor-

mações individuais acabam sendo perdidas, tornando difícil a determinação do padrão normal e a interpretação de suas alterações. Por essa razão, optou-se por apresentar, aqui, os valores percentuais encontrados em cada um dos peixes analisados, além das médias (ver apêndice 1). As porcentagens foram calculadas pela contagem dos diferentes leucócitos em um total de 200 células por indivíduo.

Os linfócitos corresponderam aos leucócitos mais frequentes na maioria dos espécimes, em todas as

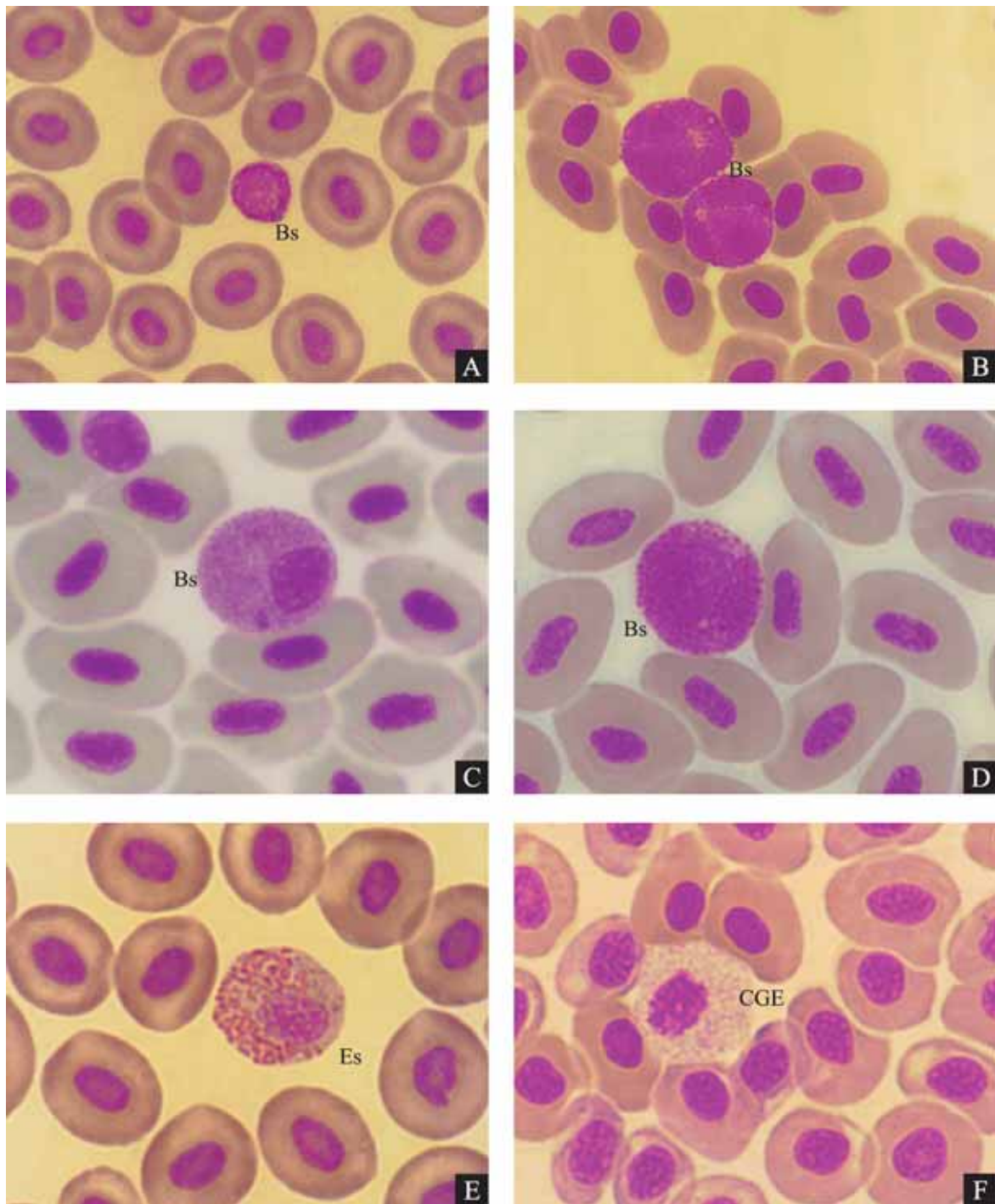




**Figura 3.** Células do sangue periférico de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis. **A** - *Leporinus friderici* - Mn = monócito sem vacuolização e com núcleo reniforme (1840x); **B** - *Pimelodus maculatus* - Mn = monócito com vacuolização e núcleo segmentado; Nt = neutrófilo (1840x); **C** - *Leporinus elongatus* - Mn = monócito com vacuolização e núcleo reniforme (1840x); **D** - *Leporinus elongatus* - Nt = neutrófilo bastonete (1840x); **E** - *Schizodon intermedius* - Nt = neutrófilo bastonete (1840x); **F** - *Schizodon intermedius* - Nt = neutrófilo lobulado (1840x). (Fotos: A.T. Silva-Souza)

espécies estudadas. Poucos indivíduos apresentaram baixas porcentagens dessa célula no sangue periférico, sendo que, nestes, os neutrófilos foram os leucócitos com maior frequência. O aumento do número de neutrófilos no sangue dos peixes é geralmente citado na literatura como consequência de enfermidades. Segundo Ribeiro (1978), esses leucócitos têm alta capacidade fagocitária, englobando rapidamente partículas de carvão e bactérias tanto *in vivo* como *in vitro*. Entre-

tanto, de acordo com Peters & Schwarzer (1985), diferentes tipos de estresse se manifestam por típicas (mas não específicas) mudanças nos leucócitos dos peixes. Tais mudanças incluem, particularmente, o aumento na abundância dos granulócitos neutrófilos e a redução no número de linfócitos. Ranzani-Paiva *et al.* (1997b) verificaram essas alterações em exemplares de *Prochilodus scrofa* expostos ao organofosforado trichlorfon (Dipterex 500). Silva-Souza *et al.* (2000a) relataram modi-



**Figura 4.** Células do sangue periférico de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertãoópolis. **A** - *Pimelodus maculatus* - Bs = basófilo (1438x); **B** - *Leporinus elongatus* - Bs = basófilo (1438x); **C** - *Leporinus friderici* - Bs = basófilo (1840x); **D** - *Schizodon intermedius* - Bs = basófilo (1840x); **E** - *Pimelodus maculatus* - Es = eosinófilo (1840x); **F** - *Pimelodus maculatus* - CGE = célula granulocítica especial (1840x). (Fotos: A.T. Silva-Souza)

ficações similares em espécimes de *Schizodon intermedius*, causadas como consequência de infestações com *Lernaea cyprinacea* em tanques de piscicultura. Silva-Souza *et al.* (2000b), analisando o quadro leucocitário de *Pimelodus maculatus* do rio Tibagi, localidade de Sertãoópolis, constataram importante redução do número de linfócitos e aumento proporcional dos neutrófilos no sangue periférico desses peixes nos meses em que as temperaturas ambientais estiveram mais elevadas.

A presença de monócitos no sangue periférico também é associada à ocorrência de enfermidades e, na opinião de alguns autores, teleósteos sadios não deveriam apresentar essas células na corrente sanguínea. Ribeiro (1978) verificou que no sangue periférico de espécimes de *Pimelodus maculatus* comprovadamente saudáveis os monócitos estavam presentes em menor número, em comparação aos espécimes com infecção. Nestes, além dos monócitos ocorrerem em porcentagens mais altas, as formas eram mais variadas e

apresentavam vacuolizações citoplasmáticas mais generalizadas. Alexandrino *et al.* (1996) verificaram, também, monocitose em tambacu, híbrido de *Colossoma macropomum* e *Piaractus mesopotamicus*. Esses leucócitos foram registrados, ainda, no sangue de indivíduos sadios de *Astronotus ocellatus* (Pitombeira, 1972), *Pimelodus maculatus* (Ribeiro, 1978) e *Prochilodus scrofa* (Ranzani-Paiva & Godinho, 1983). Nos peixes do rio Tibagi, os monócitos estiveram presentes, em baixa freqüência, no sangue periférico da maioria dos indivíduos analisados, sendo, porém, relativamente mais abundantes naqueles espécimes com menor número de linfócitos.

A presença em baixas porcentagens ou a ausência de basófilos em peixes de espécies brasileiras, foram relatadas por Pitombeira (1972), Ribeiro (1978), Ranzani-Paiva & Godinho (1983), Kavamoto *et al.* (1983a; 1985), Ranzani-Paiva & Eiras (1992) e Ranzani-Paiva (1995a). Nos peixes do rio Tibagi, os basófilos também foram encontrados raramente. Merece destaque, no entanto, o fato desse granulócito ter sido verificado com elevada freqüência nas espécies de *Leporinus*, particularmente em *L. elongatus*. Em uma fêmea jovem dessa espécie, capturada em agosto de 1992, 25% dos leucócitos presentes no sangue periférico eram basófilos.

A função dos basófilos ainda não é totalmente conhecida, mas, como possuem histamina em seus grânulos, pode estar relacionada a processos alérgicos (Roberts, 1981). Entretanto, até o momento, nenhuma evidência da participação dessa célula em algum mecanismo de defesa conhecido nos peixes foi relatada. Desta forma, a interpretação da presença ou, principalmente, da ocorrência dessa célula em elevadas freqüências no sangue periférico de alguns indivíduos, torna-se especulativa.

Os eosinófilos estiveram presentes em 14 indivíduos de *Pimelodus maculatus* (porcentagens entre 0,5 e 1,5). Segundo Catton (1951), Pitombeira (1972) e Ribeiro (1978), no sangue periférico dos teleósteos, os eosinófilos são células raras ou mesmo ausentes, sendo mais freqüentes nos centros hematopoéticos, na sub-mucosa intestinal, no líquido peritoneal, no mesentério e nas brânquias. Entretanto, percentuais muito elevados desse granulócito foram registrados no sangue de *Megalancistrus aculeatus* e *Serrasalmus spilopleura* capturados no rio Paraná (Ranzani-Paiva & Eiras, 1992), e de *Salminus maxillosus* coletados no rio Mogi-Guaçu (Rodrigues, 1999). Não se sabe, porém, em que condições essas células se tornam mais abundantes no sangue circulante dos peixes. Ranzani-Paiva *et al.* (1987) relataram altas porcentagens em exemplares de *Cyprinus carpio* intensamente infestados com *Argulus* sp. e diminuição após a redução do número de parasitos pelo tratamento com organofosforado trichlorfon (Neguvon). Em espécimes de *Schizodon intermedius* infestados com

*Lernaea cyprinacea*, por outro lado, não foram encontrados eosinófilos (Silva-Souza *et al.*, 2000a).

Dos exemplares de *P. maculatus* do rio Tibagi que tiveram o quadro sangüíneo estudado, seis estavam parasitados com cestóides e três tinham nematóides no intestino, embora com intensidades de infecção entre um e dois parasitos, enquanto alguns estavam infestados com hirudíneos. No entanto, nenhum desses espécimes parasitados apresentou eosinófilos no sangue periférico ou qualquer outra diferença evidente no quadro leucocitário.

Ranzani-Paiva *et al.* (1997b) verificaram o aparecimento de eosinófilos no sangue periférico de *Prochilodus scrofa* somente após 72 horas de exposição ao organofosforado Dipterex 500. Atribui-se a esses granulócitos importante papel na desintoxicação e na reação imunológica em fase aguda.

As células granulocíticas especiais foram descritas por Ribeiro (1978) em espécimes de *Pimelodus maculatus*. Posteriormente, foram registradas por Ranzani-Paiva & Eiras (1992) em *Prochilodus scrofa*, *Megalonema platana*, *Hoplosternum littorale* e *Pimelodus maculatus*, e por Ranzani-Paiva (1996) em *Brycon* sp. No rio Tibagi, essas células foram relativamente abundantes em *P. maculatus* e pouco freqüentes em *Triporthus angulatus*.

Os peixes podem conter leucócitos imaturos no sangue, como resultado de estímulos internos ou externos, mas que desaparecem gradualmente pela continuidade dos processos de diferenciação nos vasos sangüíneos. No entanto, um aumento excessivo do número deles pode ser significativo. De uma maneira geral, as células imaturas estiveram ausentes ou ocorreram em baixa porcentagem na maioria dos espécimes analisados (ver apêndice 1). Chamou atenção, porém, a elevada proporção de leucócitos imaturos no sangue circulante de um espécime de *Steindachnerina insculpta* (15%). Trata-se de uma fêmea capturada em março de 1993, com 11,7 cm de comprimento total, 22,8 g de peso total e que se encontrava no estágio de maturação gonadal esgotado. Todas as outras fêmeas dessa espécie, com características morfométricas semelhantes, no mesmo estágio gonadal e que foram capturadas ao mesmo tempo, apresentaram baixa proporção de células imaturas. Mesmo não sendo possível estabelecer precisamente a causa da alteração, a diferença do quadro leucocitário desse espécime, em comparação aos outros da população, pode indicar a ocorrência de um processo patológico. Tal observação mostra a importância da avaliação individual na determinação do padrão normal, bem como ressalta a necessidade de cuidados ao se estabelecer os parâmetros que alteram esse padrão.

Para as espécies *Leporinus elongatus*, *Leporinus obtusidens*, *Schizodon intermedius*, *Acestrorhynchus lacustris*, *Steindachnerina insculpta* e *Pimelodus macu-*

*latus* foi possível uma análise mais detalhada, considerando-se os sexos separadamente (tab. 1).

Na maioria dessas espécies, os valores médios das porcentagens dos leucócitos dos machos parecem ser inferiores aos das fêmeas. Em *L. obtusidens*, porém, as porcentagens médias de neutrófilos e monócitos dos machos foram superiores às das fêmeas. O mesmo ocorreu com os monócitos de *S. intermedius* e com as células granulocíticas especiais de *P. maculatus*. No entanto, a variação das porcentagens desses leucócitos é a mesma nos dois sexos e, se os valores médios são confrontados estatisticamente, não diferem significativamente ( $p > 0,05$ ).

Diferenças nas porcentagens médias dos leucócitos de peixes, entre os sexos, não são comumente encontradas em espécimes capturados na natureza (Ranzani-Paiva & Godinho, 1983; Rodrigues, 1999; Ranzani-Paiva *et al.*, 2000b).

### VARIAÇÃO SAZONAL DO QUADRO LEUCOCITÁRIO DOS PEIXES

Conforme mostrado no capítulo 23, das espécies *Leporinus elongatus*, *L. friderici*, *L. obtusidens* e *Pini-rampus pirinampu*, somente os jovens utilizam a zona litorânea do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis, como local de alimentação e crescimento, sendo raramente encontrados indivíduos adultos dessas espécies nesse local. Os peixes dessas espécies que tiveram os parâ-

metros sanguíneos analisados eram todos imaturos. Destes, poucos indivíduos apresentaram maior porcentagem de neutrófilos e menor de linfócitos. Esse quadro foi observado apenas naqueles espécimes que foram capturados nos meses em que a temperatura da água encontrava-se mais elevada. O mesmo foi verificado para os indivíduos de *Triporthus angulatus*, espécie introduzida no rio Tibagi e que não tem sua biologia conhecida nesse local. Nos períodos do estudo, a temperatura da água do rio Tibagi variou, em média, de 17°C (nos meses de junho, julho e agosto) e 23°C (em outubro e fevereiro) a cerca de 28°C (no mês de dezembro).

Silva-Souza *et al.* (2000b) estudaram o quadro leucocitário de *Pimelodus maculatus* do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis, e verificaram que durante a reprodução a porcentagem de linfócitos no sangue periférico desses peixes aumenta e a de neutrófilos diminui. Os linfócitos são sempre os leucócitos de maior frequência. Nos meses em que ocorrem as temperaturas mais elevadas, entretanto, os indivíduos dessa espécie apresentam porcentagens baixíssimas de linfócitos, e os neutrófilos passam a ser as células mais frequentes, atingindo valores percentuais bastante altos.

Bennett & Neville (1975) e Cruz (1988) encontraram em peixes de regiões de clima temperado resultados contrários aos aqui mencionados. Menores valores de porcentagem de linfócitos e maiores de neutrófilos foram notificados justamente nos meses em que a água

**Tabela 1.** Médias  $\pm$  desvios padrão da média e amplitudes de variação (entre parênteses) das porcentagens dos leucócitos de fêmeas (F) e machos (M) de *Leporinus elongatus*, *Leporinus obtusidens*, *Schizodon intermedius*, *Acestrorhynchus lacustris*, *Steindachnerina insculpta* e *Pimelodus maculatus* do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis. Lf = linfócitos; Nt = neutrófilos; Mn = monócitos; Bs = basófilos; E = eosinófilos; CGE = célula granulocítica especial e CJ = células jovens; n = número de espécimes.

Espécie	Sexo	Lf	Nt	Mn	Bs	E	CGE	CJ
<i>L. elongatus</i>	F (n=26)	72,0 $\pm$ 3,9 (31,0-96,5)	19,5 $\pm$ 3,1 (2,0-57,5)	4,7 $\pm$ 1,0 (0,0-19,5)	3,4 $\pm$ 0,9 (0,0-25,0)	0,0	0,0	0,4 $\pm$ 0,1 (0,0-2,0)
	M (n=10)	75,2 $\pm$ 4,5 (50,0-94,5)	19,3 $\pm$ 4,5 (1,5-46,0)	2,7 $\pm$ 0,9 (0,5-9,5)	2,4 $\pm$ 0,7 (0,0-5,5)	0,0	0,0	0,4 $\pm$ 0,2 (0,0-2,0)
<i>L. obtusidens</i>	F (n=15)	84,4 $\pm$ 2,9 (53,0-96,5)	12,3 $\pm$ 2,6 (1,5-41,0)	1,6 $\pm$ 0,5 (0,0-7,5)	1,5 $\pm$ 0,4 (0,0-5,0)	0,0	0,0	0,3 $\pm$ 0,1 (0,0-1,0)
	M (n=12)	71,3 $\pm$ 5,1 (42,0-90,0)	23,9 $\pm$ 5,5 (2,0-54,0)	2,9 $\pm$ 0,7 (0,0-6,5)	1,4 $\pm$ 0,5 (0,0-4,5)	0,0	0,0	0,5 $\pm$ 0,2 (0,0-2,0)
<i>S. intermedius</i>	F (n=70)	79,7 $\pm$ 2,2 (33,8-99,0)	15,6 $\pm$ 1,8 (0,0-60,0)	1,7 $\pm$ 0,2 (0,0-10,0)	0,8 $\pm$ 0,1 (0,0-4,3)	0,0	0,0	2,2 $\pm$ 0,2 (0,0-4,8)
	M (n=10)	75,3 $\pm$ 5,9 (50,5-98,1)	19,2 $\pm$ 5,5 (0,0-45,7)	2,4 $\pm$ 0,7 (0,0-6,7)	0,6 $\pm$ 0,2 (0,0-1,4)	0,0	0,0	2,5 $\pm$ 0,3 (0,9-4,3)
<i>A. lacustris</i>	F (n=39)	85,8 $\pm$ 2,1 (41,5-99,5)	12,0 $\pm$ 1,8 (0,5-53,0)	1,7 $\pm$ 0,3 (0,0-7,5)	0,2 $\pm$ 0,1 (0,0-3,0)	0,0	0,0	0,3 $\pm$ 0,1 (0,0-2,5)
	M (n=13)	87,1 $\pm$ 4,2 (46,5-99,0)	11,9 $\pm$ 4,2 (0,5-53,5)	0,9 $\pm$ 0,3 (0,0-4,0)	0,0	0,0	0,0	0,1 $\pm$ 0,1 (0,0-1,0)
<i>S. insculpta</i>	F (n=51)	79,7 $\pm$ 3,0 (21,0-99,0)	17,3 $\pm$ 2,7 (0,5-70,5)	1,5 $\pm$ 0,4 (0,0-11,5)	0,1 $\pm$ 0,04 (0,0-2,0)	0,0	0,0	1,5 $\pm$ 0,3 (0,0-15,0)
	M (n=18)	76,3 $\pm$ 3,8 (49,0-99,0)	21,2 $\pm$ 3,6 (1,0-50,5)	1,2 $\pm$ 0,4 (0,0-5,0)	0,0	0,0	0,0	1,3 $\pm$ 0,3 (0,0-4,0)
<i>P. maculatus</i>	F (n=68)	70,4 $\pm$ 3,0 (13,5-98,5)	23,7 $\pm$ 2,8 (0,5-83,0)	2,5 $\pm$ 0,4 (0,0-16,0)	0,3 $\pm$ 0,1 (0,0-4,0)	0,1 $\pm$ 0,03 (0,0-1,5)	1,3 $\pm$ 0,3 (0,0-12,0)	1,7 $\pm$ 0,2 (0,0-9,5)
	M (n=26)	73,7 $\pm$ 3,3 (26,0-94,5)	19,9 $\pm$ 2,9 (4,5-68,0)	2,6 $\pm$ 0,5 (0,0-12,5)	0,3 $\pm$ 0,1 (0,0-2,0)	0,1 $\pm$ 0,06 (0,0-1,5)	2,6 $\pm$ 0,7 (0,0-12,0)	0,8 $\pm$ 0,2 (0,0-4,0)

atingia temperaturas mais baixas. Ellis (1981 *apud*. Cruz, 1988) afirmou que, em peixes, a resposta imunológica é influenciada pelo fotoperíodo e pela temperatura. De acordo com esse autor, nesses animais a produção de adrenocorticotrófico (ACTH) e de cortisol, que são liberados em situações de estresse e alteram a produção de leucócitos, é maior nas estações mais frias (outono-inverno).

As variações das freqüências dos leucócitos no sangue periférico de *Pimelodus maculatus* do rio Tibagi, mencionadas anteriormente, sugerem, entretanto, que as temperaturas altas é que constituem fator de estresse para esses animais.

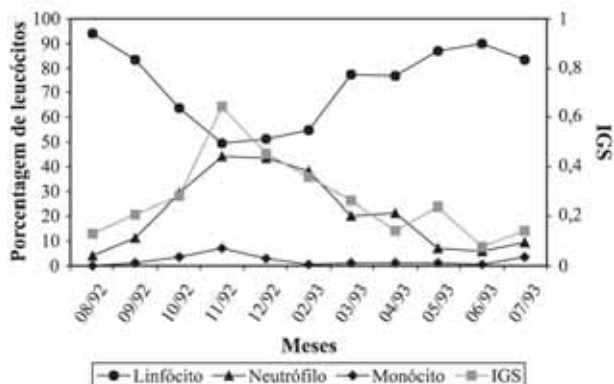
A temperatura não parece ser a causa principal das variações sazonais do quadro leucocitário para as espécies *Schizodon intermedius*, *Acestrorhynchus lacustris* e *Steindachnerina insculpta* que desenvolvem todo o ciclo de vida na zona litorânea do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis.

Pela variação dos valores médios do índice gonadossômico (IGS) das fêmeas dessas três espécies, de julho de 1992 a julho de 1993, foi possível determinar o período reprodutivo de cada uma e avaliar as alterações sazonais nas porcentagens de linfócitos, neutrófilos e monócitos (figs. 5-7). O índice gonadossômico corresponde à razão entre o peso da gônada e o peso total do indivíduo. Indivíduos com maturação gonadal avançada apresentam gônadas mais pesadas e, portanto, maior valor de IGS.

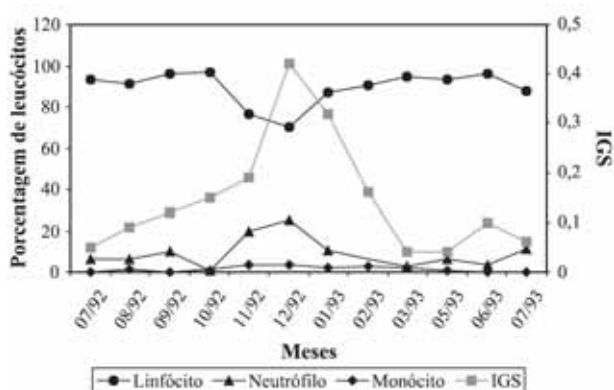
As fêmeas de *S. intermedius* e *A. lacustris* apresentam uma acentuada alteração do IGS durante os meses com elevação da temperatura da água, ou seja, de outubro a fevereiro, indicando indivíduos em reprodução (figs. 5 e 6). Os valores máximos de IGS são verificados em novembro para *S. intermedius* e em dezembro para *A. lacustris*. Nesses meses, as fêmeas dessas espécies apresentam sensível decréscimo da porcentagem de linfócitos e proporcional aumento da de neutrófilos. Os monócitos também aumentam em porcentagem média. A gradativa diminuição do IGS, de fevereiro a julho, é acompanhada pelo aumento da porcentagem de linfócitos e pela diminuição da freqüência dos neutrófilos.

Para as fêmeas de *S. insculpta*, é verificada atividade reprodutiva no período de setembro a março, sendo registrados dois picos de IGS, um em outubro e um em janeiro, indicativos de desova parcelada. Nesses dois meses, os espécimes também apresentam porcentagens baixas de linfócitos e altas de neutrófilos, bem como aumento na porcentagem de monócitos. Em dezembro, quando são registradas as mais elevadas temperaturas da água e as fêmeas mostram-se com valores mais baixos de IGS, as porcentagens médias dos leucócitos são similares às verificadas para os espécimes capturados em junho e julho (fig. 7).

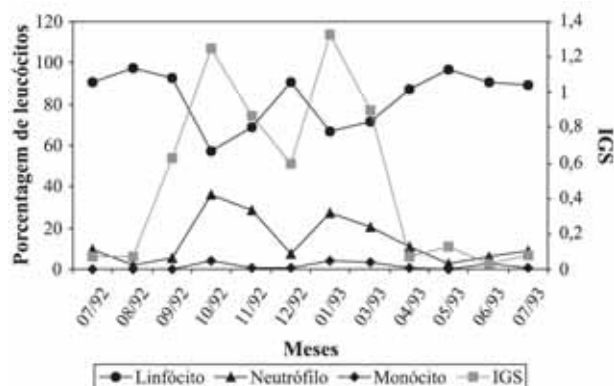
Assim, as acentuadas linfopenia e neutrofilia observadas em *S. intermedius*, *A. lacustris* e *S. insculpta*



**Figura 5.** Variação anual das porcentagens médias de linfócitos, neutrófilos e monócitos e do índice gonadossômico médio (IGS) de fêmeas de *Schizodon intermedius* da assembléia da zona litorânea do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis.



**Figura 6.** Variação anual das porcentagens médias de linfócitos, neutrófilos e monócitos e do índice gonadossômico médio (IGS) de fêmeas de *Acestrorhynchus lacustris* da assembléia da zona litorânea do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis.



**Figura 7.** Variação anual das porcentagens médias de linfócitos, neutrófilos e monócitos e do índice gonadossômico médio (IGS) de fêmeas de *Steindachnerina insculpta* da assembléia da zona litorânea do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis.

sugerem que o esforço da reprodução e as elevadas temperaturas da água, juntos, constituem fatores determinantes de alterações do quadro leucocitário nesses animais. No entanto, de acordo com o verificado para as fêmeas de *Steindachnerina insculpta* no mês de dezembro, pelo menos para essa espécie a maturação gonadal é que está diretamente relacionada à variação do quadro leucocitário.

## SÉRIE VERMELHA

Em contraste com o ambiente terrestre, o ambiente aquático, em especial o de água doce, é extremamente variável quanto à temperatura, concentração de oxigênio dissolvido, concentração de CO<sub>2</sub> e ao pH, entre outros. Os organismos de água doce enfrentam grandes alterações no suprimento de oxigênio do meio, o que tem levado os peixes a uma alta diversidade de estratégias adaptativas (Riggs, 1979). Dentre essas estratégias encontram-se a diminuição do nível de atividade para reduzir o requerimento de O<sub>2</sub>, movimentos sazonais para locais com maiores concentrações de O<sub>2</sub>, produção de hemoglobinas heterogêneas com diferentes propriedades funcionais, modulação das propriedades funcionais das hemoglobinas por efetores alostéricos, aumento da ventilação das brânquias e alteração dos parâmetros hematológicos como, por exemplo, do número de eritroblastos no sangue circulante. Além disso, os peixes podem utilizar diferentes órgãos para formar células sanguíneas.

A necessidade de O<sub>2</sub> dos peixes depende da taxa metabólica, que é regulada por vários fatores intrínsecos e extrínsecos. A forma, o tamanho e o número dos eritrócitos e de outros componentes do sangue são sujeitos a grandes variações entre as espécies de peixes. Baixos valores hematológicos absolutos podem estar diretamente relacionados à alta disponibilidade e maior concentração de O<sub>2</sub> dissolvido na água, e não, necessariamente, a doenças.

As análises hematológicas empregadas na determinação do hemograma de animais, de uma maneira geral, são: número de eritrócitos (Er), por contagem em câmara de Neubauer; dosagem de hemoglobina (Hb); hematócrito (Ht). Com esses valores, calcula-se os índices hematimétricos absolutos, segundo Wintrobe (1934) e Jannini & Jannini Filho (1990), que são:

- VCM (volume corpuscular médio), que exprime o volume médio dos eritrócitos em micra cúbica e é calculado pela fórmula:

$$\frac{\text{Ht}}{\text{Er em milhões}} \times 10 = \mu^3$$

- HCM (hemoglobina corpuscular média), que dá o peso médio da hemoglobina, por eritrócito, pelo cálculo:

$$\frac{\text{Hb}}{\text{Er em milhões}} \times 10 = \text{pg}$$

- CHCM (concentração de hemoglobina corpuscular média), que indica a porcentagem em peso de hemoglobina por eritrócito, em média, e é calculado por:

$$\frac{\text{Hb}}{\text{Ht}} \times 100 = \%$$

Para a realização dessas análises há necessidade de equipamentos como microscópio binocular, centrífuga, centrífuga de microhematócrito e espectrofotômetro, que nem sempre podem ser utilizados em laboratórios montados no campo. Além disso, as amostras de sangue devem ser obtidas imediatamente após a captura dos

peixes e as análises realizadas logo em seguida à coleta do sangue, pois este coagula-se rapidamente. De acordo com Wells *et al.* (1984), para peixes, é complicado estabelecer valores normais ou de controle para os parâmetros da série vermelha, devido ao estresse causado pela captura, o transporte e a manutenção em cativeiro. A contagem de eritrócitos, embora bastante usada em peixes, dificilmente é feita sem erros nesses animais, devido à presença do núcleo em eritrócitos e leucócitos, que dificulta a distinção entre eles durante as contagens. O líquido de diluição empregado na contagem de eritrócitos de mamíferos é uma solução que conserva esses elementos. Para a contagem de leucócitos, utiliza-se uma solução que destrói as hemáceas (anucleadas) e cora os núcleos dos leucócitos, que permanecem intactos. No sangue de peixes, entretanto, quando esse diluente é usado, restam também os núcleos dos eritrócitos. Por essa razão, nas contagens totais de eritrócitos, o que se tem, na verdade, são as células totais. Assim, os índices hematimétricos absolutos VCM e HCM devem ser interpretados com cautela, pois ambos são obtidos a partir do número de eritrócitos. Outra dificuldade acarretada pela presença do núcleo nos eritrócitos é a determinação da taxa de hemoglobina. Às vezes, forma-se uma massa gelatinosa, causada pelos núcleos, que produz uma leitura falsamente alta. Por essa razão, a mistura do sangue com a solução diluente deve ser centrifugada antes da leitura em espectrofotômetro, para a retirada dos núcleos. Tomando-se todas essas precauções, geralmente o número de indivíduos possível de ser estudado em campo é limitado, possibilitando apenas avaliações individuais.

No apêndice 2 são mostrados os valores da série vermelha de 59 espécimes pertencentes às espécies *Leporinus elongatus*, *L. friderici*, *L. obtusidens* e *Schizodon intermedius*. São apresentados os valores individuais e as médias por espécie e, devido ao pequeno número analisado, não é possível uma avaliação mais detalhada, como a realizada para os leucócitos.

Segundo Korzhuev *et al.* (1982), há uma tendência clara de aumento da concentração de hemoglobina durante o desenvolvimento ontogenético.

Os exemplares de *L. elongatus*, *L. friderici* e *L. obtusidens* aqui analisados eram todos jovens. São necessários, porém, outros estudos, com análises de um maior número de espécimes, durante um período mais longo, para que se possa estabelecer a amplitude de variação dos parâmetros hematológicos dessas espécies no ambiente em questão. É importante lembrar que esses anostomídeos são migradores e somente os indivíduos jovens ocupam a zona litorânea da localidade de Sertãoópolis. Os valores médios, no entanto, estão de acordo com os encontrados para outros anostomídeos do rio Paraná por Ranzani-Paiva *et al.* (2000a), e para *Leporinus steindachneri* dos lagos do Vale do Rio Doce por Silva (1987).

Amadio (1985), estudando duas espécies de *Semaprochilodus*, verificou que o número de eritrócitos aumenta com o crescimento dos peixes até uma estabilização nos peixes maiores. Sugeriu, então, que esse aumento ocorre para atender às crescentes necessidades metabólicas, estabilizando quando os animais mais velhos tornam-se menos ativos e apresentam uma menor demanda respiratória. O mesmo foi verificado por Facchini (1987) para *Mugil curema* e *Mugil liza*.

Em *Schizodon intermedium* do rio Tibagi, Almeida (1994) verificou que os indivíduos maiores tendem a ter eritrócitos com maior volume e maior taxa de hemoglobina, porém em igual número, quando comparado aos exemplares menores. Speckner *et al.* (1989) sugerem que o aumento da hemoglobina se dá apenas pela síntese nos eritrócitos, mesmo após estes terem sido liberados na corrente sanguínea. Durante a maturação gonadal, os indivíduos de *S. intermedium* tendem a apresentar alteração do quadro sanguíneo, com os espécimes maduros apresentando menor número de eritrócitos, porém com maior volume e com maior concentração de hemoglobina (Almeida, 1994). Cabe lembrar que a reprodução de *Schizodon intermedium* no rio Tibagi ocorre nos meses de outubro a fevereiro, período em que são registradas as mais elevadas temperaturas da água na localidade de Sertãoópolis.

De acordo com Pandey (1977), os altos valores dos parâmetros da série vermelha verificados durante a estação de reprodução em ambientes com altas temperaturas da água se devem à maior atividade metabólica durante o período reprodutivo, e não propriamente à elevação da temperatura. Entretanto, o aumento dos componentes sanguíneos dos peixes pode representar uma necessidade de maior captação de O<sub>2</sub>, quando este encontra-se em baixas concentrações na água.

Os valores dos parâmetros hematológicos de *Schizodon intermedium* aqui apresentados dizem respeito às fêmeas capturadas de fevereiro a julho de 1993. Destas, 15 eram jovens, e as outras 22 eram adultas mas não se encontravam mais em maturação gonadal. Os maiores valores do número de eritrócitos (de 191,50 a 440,00) e os menores volumes corpusculares (de 99,95 a 232,75) mostrados no apêndice 2 correspondem justamente às fêmeas jovens. No entanto, a taxa de hemoglobina é similar nos dois grupos, contrariando o afirmado por Korzhuev *et al.* (1982). Esses resultados evidenciam variações que devem ser consideradas na determinação do quadro normal da espécie.

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os peixes da assembléia da zona litorânea do rio Tibagi, localidade de Sertãoópolis, mostraram um quadro sanguíneo muito semelhante ao observado para peixes de outros rios. Considerando os valores individuais, no entanto, verifica-se uma ampla variação. Para que tais

variações possam ser adequadamente interpretadas, é importante que as espécies que desenvolvem todo o ciclo de vida em um dado local sejam sazonalmente acompanhadas. *Schizodon intermedium*, *Acestrorhynchus lacustris* e *Steindachnerina insculpta*, por exemplo, mostram variação apenas durante a reprodução. Por outro lado, *Pimelodus maculatus* tem o quadro sanguíneo alterado pela elevação da temperatura da água. Portanto, para a determinação do padrão normal, as avaliações não devem ser pontuais, mas sim realizadas ao longo do tempo. Devem, também, ser apoiadas em informações biológicas das espécies e dos aspectos químicos, físicos e biológicos do ambiente.

### Referências Bibliográficas

- Alexandrino, A.C.; Mandelli Jr., J.; Ranzani-Paiva, M.J.T.; Eiras, A.C.; Ayroza, L.M.S.; Cabral, I.P. & Silveira, V.R. 1996. Metacercariose em plantel de tambacu, híbrido de fêmea de tambaqui (*Colossoma macropomum*, Teleostei, Characidae) com macho de pacu (*Piaractus mesopotamicus*, Teleostei, Characidae). Relato de caso. Rev. Ceres, 43(249):591-596.
- Almeida, S.C. 1994. Análise dos parâmetros hematológicos de *Schizodon intermedium* Garavello & Britski (1990) do rio Tibagi (Sertãoópolis, PR). Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Amadio, S.A. 1985. Variações dos parâmetros hematológicos das espécies do gênero *Semaprochilodus* (Ostariophysi, Prochilodontidae) em função de aspectos ontogenéticos, reprodutivos, comportamentais e ambientais, no baixo rio Negro, Amazonas, Brasil. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, AM.
- Anthony, E.H. 1961. The oxygen capacity of goldfish (*Carassius auratus* L.) blood in relation to thermal environment. J. Exp. Biol., 38:93-107.
- Beelen, R.; Van der Heijden, T.; Booms, R.; Vewrdegen, M. & Pavanelli, G. 1998. Blood values of young brazilian catfish *Pseudoplatystoma corruscans* (Agassiz, 1829). Acta Scientiarum, 20(2):147-150.
- Bennett, M.F. & Neville, C.G. 1975. Effects of cold shock on the distribution of leucocytes in goldfish, *Carassius auratus*. J. Comp. Physiol., 98:213-216.
- Blaxhall, P.C. 1972. The haematological assessment of the health of freshwater fish. J. Fish Biol., 4:593-604.
- Boomker, J. 1981. The haemocytology and histology of the haemopoietic organs of South African freshwater fish. III. The leucocytes, plasma cells and macrophages of *Clarias gariepinus* and *Sarotherodon mossambicus*. Onderstepoort J. Vet. Res., 48(4):185-193.
- Boyar, H.C. 1962. Blood cell types and differential cell counts in atlantic herring, *Clupea harengus harengus*. Copeia, 2:463-465.
- Casillas, E. & Smith, L.S. 1977. Effect of stress on blood coagulation and haematology in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). J. Fish Biol., 10(5):481-491.
- Catton, W.T. 1951. Blood cell formation in certain teleost fishes. Blood, 6:39-60.
- Clark, S.; Whitmore Jr., D.H. & McMahon, R.F. 1979. Considerations of blood parameters of largemouth bass, *Micropterus salmoides*. J. Fish Biol., 14(2):147-158.
- Cruz, C.M.B. de F. 1988. Alterações hematológicas, em peixes, provocadas por bactérias, vírus e parasitas. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto.
- DeWilde, M.A. & Houston, A.H. 1967. Hematological aspects of the thermoacclimatory process in the rainbow trout, *Salmo*

- gairdneri*. J. Fish. Res. Bd. Can., 24(11):2267-2281.
- Doggett, T.A.; Wrathmell, A.B. & Harris, J.E. 1987. A cytochemical and light microscopical study of the peripheral blood leucocytes of *Oreochromis mossambicus*, Cichlidae. J. Fish Biol., 31(2):147-153.
- Ellis, A.E. 1977. The leucocytes of fish: a review. J. Fish Biol., 11:453-491.
- Enomoto, Y. 1969. On some notes about the fluctuations of the blood leucocyte numbers of the cultured fish. Bull. Tokai Reg. Fish. Res. Lab., 57:137-177.
- Ezzat, A.A.; Shabana, M.B. & Farghaly, A.M. 1974. Studies on blood characteristics of *Tilapia zilli* (Gervais). I. Blood cells. J. Fish Biol., 6(1):1-12.
- Facchini, B.H. 1987. Estudos hematológicos sobre *Mugil liza* Cuvier & Valenciennes e *Mugil curema* Cuvier & Valenciennes da região estuarino lagunar de Cananéia - 25°1'S - Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Favaretto, A.L. 1977. Efeitos da exposição ao ar sobre parâmetros fisiológicos do cascudo, *Plecostomus regani* (Ihering, 1905), peixe teleosteo de respiração aquática e aérea. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Favaretto, A.L.; Sawaya, P.; Petenusci, S.O. & Lopes, R.A. 1978. Hematologia do cascudo, *Plecostomus regani*. I. Série vermelha. Biologica, 4:12-17.
- Ferguson, H.W. 1976. The ultrastructure of plaice (*Pleuronectes platessa*) leucocytes. J. Fish Biol., 8(2):139-142.
- Hendricks, L.J. 1952. Erythrocyte counts and hemoglobin determinations for two species of suckers, genus *Catostomus*, from Colorado. Copeia, 4:265-266.
- Hesser, E.F. 1960. Methods for routine fish hematology. The Prog. Fish-Cult., 22(4):164-171.
- Hickey, C.R. 1976. Fish hematology, its use and significance. Fish Game Journal, 3:170-175.
- Houston, A.H. & DeWilde, M.A. 1968. Hematological correlations in the rainbow trout *Salmo gairdneri*. J. Fish. Res. Bd. Can., 25(1):173-176.
- Ishioka, H. & Fushimi, T. 1975. Some haematological properties of matured red sea bream, *Chrysophrys major* Temminck et Schlegel. Bull. Nansei Reg. Fish. Res. Lab., 8:11-20.
- Jannini, P. & Jannini Filho, P. 1990. Interpretação clínica do hemograma. 9ª ed. Sarvier, São Paulo. 625p.
- Kalashnikova, Z.M. 1976. On the classification of morphological elements in the blood of fish. J. Ichthy., 3(16):459-472.
- Kavamoto, E.T.; Ranzani-Paiva, M.J.T. & Tokumaru, M. 1983a. Estudos hematológicos em "bagre", *Rhamdia hilarii* (Val. 1840), teleosteo, no estádio de desenvolvimento gonadal maduro. Bol. Inst. Pesca, 10(único):53-60.
- Kavamoto, E.T.; Tokumaru, M.; Silva, R.A.P.S. & Campos, B.E.S. 1983b. Algumas variáveis hematológicas do "cascudo", *Plecostomus albopunctatus* Regan (1908). Bol. Inst. Pesca, 10(único):101-106.
- Kavamoto, E.T.; Tokumaru, M.; Souza e Silva, R.A.P. & Campos, B.E.S. 1985. Variações morfológicas e contagem diferencial das células leucocitárias de "cascudo" *Plecostomus albopunctatus* (Regan, 1908) em relação ao desenvolvimento gonadal. Bol. Inst. Pesca, 12(2):15-23.
- Kisch, B. 1949. Hemoglobin content, size and amount of erythrocytes in fishes. Exp. Med. & Surg., 9:118-133.
- Korzhuev, P.A.; Alyakrinskaya, I.O. & Dolgova, S.N. 1982. Characteristics of the blood in young and adult *Salmo salar* (Salmonidae). J. Ichthyol., 22(5):112-120.
- Larsen, H.N. & Snieszko, S.F. 1961. Comparison of various methods of determination of hemoglobin in trout blood. The Prog. Fish-Cult., 23:8-17.
- Lewis, D.H.; Eurell, T.E.; Cannon, M.S. & Grimble, L.C. 1979. T and B cell analogues from peripheral blood of immune channel catfish, *Ictalurus punctatus*. J. Fish Biol., 14(1):31-37.
- Lopes, R.A.; Satake, T.; Brentegani, L.G.; Watanabe, L.S.; Sala, M. & Acosta, J.R.V. 1995. Estudos hematológicos de peixes brasileiros. XXXVI. Morfologia de eritrócitos e eritroblastos policromatófilos do baiacu-pintado *Sphaeroides testudineus* Linnaeus 1758 (Pisces, Tetraodontidae), da região estuarino-lagunar de Cananéia - SP, Brasil. Rev. Esc. Farm. Odontol. Alfenas, 17:1-4.
- Mahajan, C.L. & Dheer, J.C. 1979. Cell types in the peripheral blood of an air-breathing fish *Channa punctatus*. J. Fish Biol., 14:481-487.
- Martins, J.M. & Pitombeira, M.S. 1968. High leukocyte count in fishes. Rev. Bras. de Pesq. Méd. Biol., 1(2):89-92.
- Matushima, E.R. & Mariano, M. 1996. Kinetics of the inflammatory reaction induced by cargeenin in the swim bladder of *Oreochromis niloticus* (Nile Tilapia). Braz. J. Vet. Res. anim. Sci., 33(1):5-10.
- Mawdesley-Thomas, L.E. 1971. Toxic chemicals: the risk of fish. New Scientist, 49(734):74.
- Morrow, W.J.W. & Pulsford, A. 1980. Identification of peripheral blood leucocytes of the dogfish (*Scyliorhinus canicula* L.) by electron microscopy. J. Fish Biol., 17(4):461-475.
- Oria, J. 1932. Elementos figurados do sangue de alguns teleosteos fluviais brasileiros (Nematognathas, Characideos, Gymnotideos, Poeciliideos). I. Erythrocytos: formas normaes, formas jovens e formas involuídas. An. Fac. Med. S. Paulo, 8:43-68.
- Paiva, M.J.T.R. 1991. Características sanguíneas da pirapitinga do sul, *Brycon* sp., sob condições experimentais de criação intensiva. Braz. J. Vet. Res. Anim. Scie., 28(2):141-153.
- Pandey, B.N. 1977. Haematological studies in relation to environmental temperature and different periods of breeding cycle in an air breathing fish, *Heteropneustes fossilis*. Folia Haematol., 104(1):69-74.
- Pandey, B.N.; Pandey, P.K.; Choubey, B.J. & Munshi, J.S.D. 1976. Studies on blood components of an air-breathing silurid fish, *Heteropneustes fossilis* (Bloch) in relation to body weight. Folia Haematol., 103(1):101-116.
- Peters, G. & Schwarzer, R. 1985. Changes in hemopoietic tissue of rainbow trout under influence of stress. Dis. Aquat. Org., 1:1-10.
- Pieterse, J.J.; Smit, G.L.; Van Vliet, K.; Schoonbee, H.J. & Hattingh, J. 1981. Observations on the blood of the chinese silver carp *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes). J. Fish Biol., 18(4):455-459.
- Pitombeira, M.S. 1972. Hematologia do apaiari, *Astronotus ocellatus* (Cuvier, 1829). Peixes teleosteos. Aspectos morfológicos e fisiológicos. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Pitombeira, M.S. & Martins, J.M. 1966. A direct method for white blood cell count in fishes. Arq. Est. Biol. Mar. Univ. Fed. Ceará, 6(2):605.
- Pitombeira, M.S. & Martins, J.M. 1970. Hematology of the spanish mackerel, *Scomberomorus maculatus*. Copeia, 1:182-186.
- Pitombeira, M.S.; Martins, J.M. & Furtado, E. 1968. Hematology of the atlantic thread herring, *Opisthonema oglinum* (LeSueur). Arq. Est. Biol. Mar. Univ. Fed. Ceará, 8(2):111-116.
- Pitombeira, M.S.; Gomes, F.V.B. & Martins, J.M. 1969. Hematological data on the fishes of the genus *Mugil* Linnaeus. Arq. Cie. Mar., 9(2):163-166.
- Pitombeira, M.S.; Gomes, F.V.B. & Martins, J.M. 1971. Red blood cell osmotic fragility in the spanish mackerel *Scomberomorus maculatus*. Marine Biology, 9:250-252.
- Pitombeira, M.S.; Gomes, F.V.B. & Martins, J.M. 1973. Dados hematológicos da cavala, *Scomberomorus cavalla* (Cuvier), do Nordeste brasileiro. Bol. Zool. e Biol. Mar., 30:843-852.
- Rambhaskar, B. & Rao, K.S. 1987. Comparative haematology of ten species of marine fish from Visakhapatnam Coast. J. Fish Biol., 30(1):59-66.
- Ranzani-Paiva, M.J.T. 1995a. Características hematológicas de tainha, *Mugil platanus* Günther, 1880 (Osteichthyes, Mugilidae) da região estuarino-lagunar de Cananéia-SP (Lat. 25°00'S - Long. 47°55'W). Bol. Inst. Pesca, 22(1):1-22.
- Ranzani-Paiva, M.J.T. 1995b. Células do sangue periférico e contagem diferencial de leucócitos de tainha, *Mugil platanus*



- Günther, 1880 (Osteichthyes, Mugilidae) da região estuarino-lagunar de Cananéia-SP (Lat. 25° 00' S - Long. 47° 55' W). Bol. Inst. Pesca, 22(1):23-40.
- Ranzani-Paiva, M.J.T. 1996. Células sanguíneas e contagem diferencial de leucócitos em pirapitinga-do-sul, *Brycon* sp., sob condições experimentais de criação intensiva. Rev. Ceres, 43(250):685-696.
- Ranzani-Paiva, M.J.T. & Eiras, A.C. 1992. Células sanguíneas e contagem diferencial de leucócitos de 13 espécies de teleosteos do rio Paraná, PR. In: Anais do Simpósio Brasileiro de Aqüicultura, 7; Encontro Brasileiro de Patologistas de Organismos Aquáticos, 2 (Peruíbe, SP). pp.173-181.
- Ranzani-Paiva, M.J.T. & Godinho, H.M. 1983. Sobre células sanguíneas e contagem diferencial de leucócitos e eritroblastos em curimatá, *Prochilodus scrofa* Steindachner, 1881 (Osteichthyes, Cypriniformes, Prochilodontidae). Rev. brasil. Biol., 43(4):331-338.
- Ranzani-Paiva, M.J.T. & Godinho, H.M. 1985. Estudos hematológicos em curimatá, *Prochilodus scrofa* Steindachner, 1881 (Osteichthyes, Cypriniformes, Prochilodontidae). Série vermelha. Bol. Inst. Pesca, 12(2):25-35.
- Ranzani-Paiva, M.J.T. & Godinho, H.M. 1986. Hematological characteristics of curimatá, *Prochilodus scrofa* Steindachner, 1881 (Osteichthyes, Characiformes, Prochilodontidae) stocked in experimental conditions. Bol. Inst. Pesca, 13(2):115-120.
- Ranzani-Paiva, M.J.T. & Ishikawa, C.M. 1996. Haematological characteristics of fresh-water-reared and wild mullet, *Mugil platanus* Günther (Osteichthyes, Mugilidae). Revta. bras. Zool., 13(3):561-568.
- Ranzani-Paiva, M.J.T.; Ishikawa, C.M.; Portella, M.C. & Celiberto, R.J. 1987. Hematologia da carpa, *Cyprinus carpio*, infestada por *Argulus* sp. e após um tratamento com fosfonato de 0,0 dimetil-oxi-2,2,2-tricloroetil (Neguvon). Bol. Inst. Pesca, 14(único):83-92.
- Ranzani-Paiva, M.J.T.; Ishikawa, C.M.; Campos, B.E.S. & Eiras, A.C. 1997a. Hematological characteristics associated with parasitism in mullets, *Mugil platanus* Günther, from the estuarine region of Cananéia, São Paulo, Brazil. Revta. bras. Zool., 14(2):329-339.
- Ranzani-Paiva, M.J.T.; Rodrigues, E.L.; Eiras, A.C.; Veiga, M.L. & Pacheco, F.J. 1997b. Alterações hematológicas em curimatá, *Prochilodus scrofa* Steindachner, 1881, exposto ao Dipterex 500 (trichlorfon). Bol. Inst. Pesca, 24(especial):187-196.
- Ranzani-Paiva, M.J.T.; Tabata, Y.A. & Eiras, A.C. 1998. Hematologia comparada entre diplóides e triplóides de truta arco-íris, *Oncorhynchus mykiss* Walbaum (Pisces, Salmonidae). Revta. bras. Zool., 15(4):1093-1102.
- Ranzani-Paiva, M.J.T.; Silva-Souza, A.T.; Pavanelli, G.C. & Takemoto, R.M. 2000a. Haematological characteristics and relative condition factor (Kn) associated with parasitism in *Schizodon borellii* (Pisces, Anostomidae) and *Prochilodus lineatus* (Pisces, Prochilodontidae) from Paraná river, Porto Rico region, Paraná, Brazil. Acta Scientiarum, 22(2):515-521.
- Ranzani-Paiva, M.J.T.; Silva-Souza, A.T.; Pavanelli, G.C.; Takemoto, R.M. & Eiras, A.C. 2000b. Haematological evaluation in commercial fish species from the floodplain of the upper Paraná river, Brazil. Acta Scientiarum, 22(2):507-513.
- Ranzani-Paiva, M.J.T.; Silveira, V.R.; Almeida Dias, E.R. & Rodrigues, E.L. 2000c. Clotting time and haematocrit of "dourado" *Salminus maxillosus* and carp, *Cyprinus carpio*. Bol. Inst. Pesca, 26(1):113-116.
- Ranzani-Paiva, M.J.T.; Rodrigues, E.L.; Veiga, M.L. & Eiras, A.C. 2001. Association between the hematological characteristics and the biology of the "dourado" *Salminus maxillosus* Valenciennes, 1840, from Mogi-Guaçu river. Acta Scientiarum, 23(2):527-533.
- Ribeiro, W.R. 1978. Contribuição ao estudo de hematologia de peixes. Morfologia e citoquímica das células do sangue e dos tecidos hematopoéticos do mandi amarelo, *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, SP.
- Riggs, A. 1979. Studies of the hemoglobins of amazonian fishes: an overview. Comp. Biochem. Physiol., 62A:257-272.
- Roberts, R.J. 1981. Patologia de los peces. Mundi-Prensa, Madrid.
- Rodrigues, E.L. 1999. Hematologia e histopatologia relacionadas à biologia e parasitismo de dourado, *Salminus maxillosus* Valenciennes, 1840 (Characiformes: Characidae) do rio Mogi-Guaçu, Cachoeira de Emas - Pirassununga, SP. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- Satake, T.; Lopes, R.A.; Nuti-Sobrinho, A.; Leme dos Santos, H.S. & Paula-Lopes, O.V. 1986. Haematological study of brazilian fish. III. Blood parameters in male and female armored catfish *Hypostomus paulinus* Ihering, 1905 (Pisces, Loricariidae). Ars Veterinária, 2:179-183.
- Satake, T.; Lopes, R.A.; Leme dos Santos, H.S.; Nuti-Sobrinho, A.; Paula-Lopes, O.V.; Watanabe, I.S.; Bahls, A.S. & Soares, T.R.S. 1991. Haematological study of brazilian fish. I - Blood parameters in male and female armored catfish *Hypostomus regani* Ihering, 1905 (Pisces, Loricariidae). Unimar, 13(2):229-235.
- Satake, T.; Lopes, R.A.; Nuti-Sobrinho, A.; Santos, H.S.L.; Paula-Lopes, O.V.; Watanabe, L.S. & Costa, J.R.V. 1993. Estudos hematológicos de peixes brasileiros. XII. Células eritrocíticas e trombócitos do cascudo *Hypostomus paulinus*. Rev. Esc. Farm. Odontol. Alfenas, 15:14-16.
- Satake, T.; Lopes, R.A.; Nuti-Sobrinho, A.; Santos, H.S.L.; Paula-Lopes, O.V.; Brentegani, L.G.; Watanabe, L.S. & Sala, M.A. 1994a. Estudos hematológicos de peixes brasileiros. IV. Parâmetros hematológicos da série vermelha do cascudo-viola, *Loricaria macrodon* Kner 1853 (Pisces, Loricariidae). Rev. Esc. Farm. Odontol. Alfenas, 16:55-61.
- Satake, T.; Ogasawara, T.M.C.; Lopes, R.A.; Brentegani, L.G.; Watanabe, L.S. & Sala, M.A. 1994b. Estudos hematológicos de peixes brasileiros. XVIII. Morfologia dos leucócitos de surubim *Pseudoplatystoma corruscans* Agassiz 1829 (Pisces, Pimelodidae). Rev. Esc. Farm. Odontol. Alfenas, 16:32-38.
- Saunders, D.C. 1966. Differential blood cell counts of 121 species of marine fishes of Puerto Rico. Trans. Amer. Microsc. Soc., 85(3):427-449.
- Silva, A.T. 1987. Ecologia molecular de hemoglobinas de *Leporinus steindachneri* (Eigenmann, 1907) (Anostomidae, Characiformes) de dois lagos do Vale do Rio Doce, MG. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- Silva-Souza, A.T.; Almeida, S.C. de. & Machado, P.M. 2000a. Effect of the infestation by *Lernaea cyprinacea* Linnaeus, 1758 (Copepoda, Lernaecidae) on the leucocytes of *Schizodon intermedium* Garavello & Britski, 1990 (Osteichthyes, Anostomidae). Rev. brasil. Biol., 60(2):217-220.
- Silva-Souza, A.T.; Machado, P.M. & Almeida, S.C. de. 2000b. Haematology of fish from Tibagi river. I. Differential white blood cell counts in *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803, females. Bol. Inst. Pesca, 26(1):33-39.
- Snieszko, S.F. 1961. Microhematocrit values in rainbow trout, brown trout, and brook trout. The Prog. Fish-Cult., 23:114-119.
- Soares, T.R.S.; Satake, T.; Lopes, R.A.; Brentegani, L.G.; Bahls, A.S.; Watanabe, L.-S. & Marzocchi, C.M. 1994. Estudos hematológicos de peixes brasileiros. XXII. Parâmetros hematológicos do curimatá, *Prochilodus lineatus* (P. scrofa) Valenciennes, 1836 (Pisces, Prochilodontidae), capturado no rio Paraná, PR, Brasil. Rev. Esc. Farm. Odontol. Alfenas, 16:40-43.
- Soivio, A.; Nyholm, K. & Westman, K. 1973. Notes on haematocrit determinations on rainbow trout, *Salmo gairdneri*. Aquaculture, 2:31-35.
- Souza, R.H.S. 1990. Parâmetros hematológicos (série vermelha) de *Arapaima gigas* (Osteoglossiformes) durante o primeiro ano de vida em cativeiro. Dissertação de Mestrado, Instituto de Pesquisas da Amazônia, Manaus, AM.
- Speckner, W.; Schindler, J.F. & Albers, C. 1989. Age-dependent changes in volume and haemoglobin content of erythrocytes in carp (*Cyprinus carpio* L.). J. Exp. Biol., 141:133-149.

- Srivastava, A.K. 1968. Studies on the hematology of certain freshwater teleosts. IV. Leucocytes. *Anat. Anz. Bd.*, 123(S):520-533.
- Srivastava, A.K. 1969. Leucocytes in the blood of four freshwater teleosts. *Amer. Zool.*, 9:1149.
- Summerfelt, R.C.; Lewis, W.M. & Ulrich, M.G. 1967. Measurement of some hematological characteristics of the goldfish. *The Prog. Fish-Cult.*, 1(29):13-20.
- Suzuki, K. 1986. Morphological and phagocytic characteristics of peritoneal exudate cells in tilapia, *Oreochromis niloticus* (Trewavas), and carp, *Cyprinus carpio* L. *J. Fish Biol.*, 29(3): 349-364.
- Tavares-Dias, M. & Faustino, C.D. 1998. Parâmetros hematológicos da tilápia-do-nylo *Oreochromis niloticus* (Cichlidae) em cultivo intensivo. *Ars Veterinaria*, 14(3):254-263.
- Tavares-Dias, M.; Sandrim, E.F.S. & Sandrim, A. 1998. Características hematológicas do tambaqui (*Colossoma macropomum* Cuvier, 1818) (Osteichthyes: Characidae) em sistema de monocultivo intensivo. I. Série eritrocitária. *Rev. brasil. Biol.*, 58(2):197-202.
- Tavares-Dias, M.; Frascá-Scorvo, M.C.M.D.; Moraes, F.R. & Campos-Filho, E. 1999a. Características hematológicas de teleósteos brasileiros. IV. Parâmetros eritroleucométricos, trombocitários e glicemia do matrinxã *Brycon cephalus* Günther, 1869 (Osteichthyes, Characidae). *Ars Veterinaria*, 15(3):149-153.
- Tavares-Dias, M.; Sandrim, E.F.S. & Campos-Filho, E. de. 1999b. Características hematológicas do tambaqui *Colossoma macropomum* Cuvier (Osteichthyes, Characidae) em sistema de monocultivo intensivo. II. Leucócitos. *Revta. bras. Zool.*, 16 (1):175-184.
- Tavares-Dias, M.; Schalch, S.H.C.; Martins, M.L.; Silva, E.D.; Moraes, F.R. & Perecin, D. 1999c. Hematologia de teleósteos brasileiros com infecção parasitária. I. Variáveis do *Leporinus macrocephalus* Garavello & Britski, 1988 (Anostomidae) e *Piaractus mesopotamicus* Holmberg, 1887 (Characidae). *Acta Scientiarum*, 21(2):337-342.
- Tavares-Dias, M.; Tenani, R.A.; Gioli, L.D. & Faustino, C.D. 1999d. Características hematológicas de teleósteos brasileiros. II. Parâmetros sanguíneos do *Piaractus mesopotamicus* Holmberg (Osteichthyes, Characidae) em policultivo intensivo. *Revta. bras. Zool.*, 16(2):423-431.
- Thuvander, A.; Norrgren, L. & Fossum, C. 1987. Phagocytic cells in the blood from the rainbow trout, *Salmo gairdneri* (Richardson), characterized by flow cytometry and electron microscopy. *J. Fish Biol.*, 31:197-208.
- Ueda, I.K.; Egami, M.I.; Sasso, W.S. & Matushima, E.R. 1997. Estudos hematológicos em *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) (Cichlidae, Teleostei). Parte I. *Braz. J. Vet. Res. Anim.*, 34(5):270-275.
- Val, A.L.; Schwantes, A.R.; Almeida-Val, V.M.F. & Schwantes, M.L.B. 1985. Hemoglobina, hematologia, intrerythrocytic phosphates and whole blood Bohr effect from lotic and lentic *Hypostomus regani* populations (São Paulo-Brasil). *Comp. Biochem. Physiol.*, 80A(4):737-741.
- Van Vuren, J.H.J. & Hattingh, J. 1978. A seasonal study of the haematology of wild freshwater fish. *J. Fish Biol.*, 13(1):305-313.
- Veiga, M.L.; Egami, M.I.; Ranzani-Paiva, M.J.T. & Rodrigues, E.L. 2000. Aspectos morfológicos y citoquímicos de las células sanguíneas de *Salminus maxillosus* Valenciennes, 1840 (Characiformes, Characidae). *Rev. Chil. Anat.*, 18(2): 245-250.
- Wells, R.M.G.; Tetens, V. & De Vries, A.L. 1984. Recovery from stress following capture and anaesthesia of antarctic fishes: haematology and blood chemistry. *J. Fish Biol.*, 25(5):567-576.
- Wintrobe, M.M. 1934. Variations in the size and hemoglobin content of erythrocytes in the blood of various vertebrates. *Folia Haematol.*, 51:32-49.
- Zuim, S.M.F.; Santos, H.S.L.; Oliveira, C. & Lopes, R.A. 1984. Estudos hematológicos de *Cyprinus carpio* L., em função do sexo. I. Série vermelha. In: *Anais do Simpósio Brasileiro de Aqüicultura*, III (São Carlos, SP). pp.587-593.

## Apêndice 1

Porcentagens de linfócitos (Lf), neutrófilos (Nt), monócitos (Mn), basófilos (Bs), eosinófilos (E), células granulocíticas especiais (CGE) e células jovens (CJ) do sangue periférico, comprimento padrão (Ls, em cm) e peso total (Wt, em g) de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis (cada linha corresponde aos resultados de um espécime; sem = desvio padrão da média).

	Lf	Nt	Mn	Bs	E	CGE	CJ	Ls	Wt
<b>Characiformes</b>									
<b>Anostomidae</b>									
<i>Leporinus elongatus</i>									
n=36	96,5	2,5	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	18,1	133,4
	95,0	2,5	0,5	0,0	0,0	0,0	2,0	11,1	29,0
	94,5	1,5	0,5	3,5	0,0	0,0	0,0	22,9	283,8
	94,0	4,0	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	13,5	53,8
	94,0	3,0	0,0	2,5	0,0	0,0	0,5	16,5	105,6
	90,0	3,5	1,0	5,5	0,0	0,0	0,0	14,0	55,1
	89,5	6,0	1,0	2,0	0,0	0,0	1,5	11,3	31,4
	89,0	7,0	2,0	2,0	0,0	0,0	0,0	13,2	49,2
	89,0	2,0	7,5	1,5	0,0	0,0	0,0	13,5	58,0
	85,5	10,0	2,0	2,5	0,0	0,0	0,0	14,1	58,5
	85,0	12,0	1,5	1,0	0,0	0,0	0,5	18,8	118,7
	84,0	8,0	3,0	4,5	0,0	0,0	0,5	13,4	42,4
	84,0	6,5	1,0	8,5	0,0	0,0	0,0	16,0	89,6
	83,0	15,0	0,5	0,0	0,0	0,0	1,5	18,1	121,5
	82,5	14,5	2,0	2,0	0,0	0,0	0,0	13,1	48,5
	81,0	16,5	1,0	1,0	0,0	0,0	0,5	11,1	30,2
	80,5	15,0	1,0	3,5	0,0	0,0	0,0	10,8	28,1
	79,5	12,5	3,0	5,0	0,0	0,0	0,0	15,2	75,9
	76,5	14,0	3,5	4,0	0,0	0,0	2,0	14,0	54,6
	76,5	18,5	2,0	3,0	0,0	0,0	0,5	22,4	242,4
	74,0	8,0	6,5	1,0	0,0	0,0	0,5	17,2	97,8
	72,0	21,5	0,5	5,5	0,0	0,0	0,5	12,9	43,8
	71,5	21,0	4,0	3,5	0,0	0,0	0,0	16,4	38,1
	67,0	26,0	6,0	0,0	0,0	0,0	1,0	23,4	270,5
	66,0	25,5	3,0	5,5	0,0	0,0	0,0	26,8	465,7
	63,0	30,5	3,0	3,5	0,0	0,0	0,0	13,9	56,2
	63,0	26,5	9,5	0,0	0,0	0,0	1,0	11,5	35,4
	60,5	31,0	5,5	2,0	0,0	0,0	1,0	15,7	79,1
	58,0	39,0	1,5	1,5	0,0	0,0	0,0	18,3	140,6
	51,0	18,5	5,5	25,0	0,0	0,0	0,0	12,5	45,2
	50,0	46,0	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,8	34,7
	49,5	40,0	7,0	3,0	0,0	0,0	0,0	16,1	86,1
	45,5	32,5	19,5	2,5	0,0	0,0	0,0	8,6	15,9
	40,0	44,0	13,5	2,0	0,0	0,0	0,5	15,1	77,6
	31,5	57,5	10,5	0,5	0,0	0,0	0,0	20,9	202,2
	31,0	52,0	15,0	2,0	0,0	0,0	0,0	13,9	58,2
Média ± sem	72,9±3,2	19,3±2,7	4,2±0,7	3,2±0,7	0,0	0,0	0,4±0,1	15,4±0,7	96,0±15,4
<i>L. friderici</i>									
n=12	93,5	5,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,5	23,2	312,2
	85,0	12,5	2,0	0,0	0,0	0,0	0,5	21,6	254,0
	80,5	15,0	0,5	3,0	0,0	0,0	1,0	16,6	104,2
	80,5	14,0	4,0	1,5	0,0	0,0	0,0	20,9	198,8
	78,5	14,5	2,0	2,5	0,0	0,0	0,0	-	-
	77,0	19,5	1,0	1,5	0,0	0,0	0,0	13,7	56,0
	74,5	22,0	1,5	2,0	0,0	0,0	0,0	15,2	78,5
	57,5	29,5	4,5	8,5	0,0	0,0	0,0	24,5	346,7
	49,0	43,0	7,0	0,0	0,0	0,0	1,0	19,2	166,1
	47,5	50,0	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	19,8	195,4
	26,0	54,0	16,0	3,5	0,0	0,0	0,5	12,9	45,5
	16,5	79,0	8,0	0,5	0,0	0,0	1,0	21,7	217,3
Média ± sem	63,8±2,6	29,8±6,4	4,2±1,3	1,9±0,7	0,0	0,0	0,4±0,1	19,0±1,2	179,5±30,5
<i>L. obtusidens</i>									
n=27	96,5	1,5	0,5	1,5	0,0	0,0	0,0	15,3	77,8
	96,5	2,0	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	14,8	80,3
	95,0	2,0	2,0	1,0	0,0	0,0	0,0	15,3	77,8
	93,5	6,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15,8	97,1
	92,5	7,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	18,3	147,9
	92,5	4,5	2,5	0,5	0,0	0,0	0,0	12,7	48,0
	90,0	7,0	2,0	0,0	0,0	0,0	1,0	22,1	273,7

A bacia do rio Tibagi

continuação

	90,0	7,0	1,0	1,0	0,0	0,0	1,0	12,5	50,0
	90,0	6,5	0,0	1,5	0,0	0,0	2,0	-	-
	89,0	10,0	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	23,0	308,9
	87,0	8,5	2,5	2,0	0,0	0,0	0,0	18,5	176,4
	87,0	7,5	5,0	0,0	0,0	0,0	0,5	23,8	304,8
	86,0	11,0	0,5	1,5	0,0	0,0	1,0	12,5	50,0
	86,0	12,0	0,5	1,5	0,0	0,0	0,0	23,2	296,6
	84,5	8,0	4,0	3,0	0,0	0,0	0,5	18,1	132,4
	84,0	15,5	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	12,1	45,6
	79,5	18,0	2,0	0,5	0,0	0,0	0,0	12,5	46,7
	79,0	15,5	3,0	2,5	0,0	0,0	0,0	15,3	77,8
	77,5	19,5	1,0	2,0	0,0	0,0	0,0	20,0	210,4
	76,5	10,0	7,5	5,0	0,0	0,0	1,0	21,1	244,2
	76,5	20,5	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	19,0	164,0
	73,5	25,0	0,5	1,0	0,0	0,0	0,0	24,5	379,6
	71,0	23,0	1,0	4,5	0,0	0,0	0,5	19,8	222,7
	67,0	31,5	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	17,7	129,6
	53,0	44,0	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	14,4	379,6
	52,0	41,0	2,5	4,0	0,0	0,0	0,5	17,0	101,2
	42,0	54,0	0,0	3,5	0,0	0,0	0,5	19,0	182,0
Média ± sem	81,0±2,7	15,5±2,6	1,8±0,4	1,4±0,3	0,0	0,0	0,3±0,1	17,6±0,7	165,6±20,9
<i>Schizodon intermedius</i>									
n=80	99,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15,2	83,2
	98,1	0,9	0,0	0,5	0,0	0,0	0,5	23,4	295,2
	98,1	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	11,0	29,1
	97,6	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9	14,7	73,0
	96,7	2,4	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	20,4	202,3
	96,7	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	1,9	13,2	57,4
	96,3	1,9	0,9	0,9	0,0	0,0	0,0	14,1	59,8
	96,2	2,4	0,9	0,5	0,0	0,0	0,0	11,0	31,2
	95,7	1,5	0,9	0,5	0,0	0,0	1,4	22,8	259,8
	95,2	2,4	0,5	0,0	0,0	0,0	1,9	14,7	73,4
	94,5	4,5	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	14,2	61,0
	94,3	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	3,8	15,8	88,4
	94,3	1,9	3,3	0,5	0,0	0,0	0,0	23,4	296,6
	93,9	2,4	1,9	0,9	0,0	0,0	0,9	17,0	112,1
	93,8	3,3	0,5	0,5	0,0	0,0	1,9	12,7	47,9
	93,4	3,3	0,0	0,9	0,0	0,0	2,4	11,5	33,3
	93,3	3,8	0,5	0,0	0,0	0,0	2,4	19,2	167,0
	92,9	3,7	0,5	0,5	0,0	0,0	2,4	14,8	81,2
	92,9	5,3	0,9	0,9	0,0	0,0	0,0	13,4	55,4
	92,9	5,7	0,5	0,0	0,0	0,0	0,9	31,5	500,0
	91,4	7,2	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	24,0	314,5
	90,5	7,2	0,9	0,5	0,0	0,0	0,9	26,8	467,3
	89,5	5,3	0,9	0,5	0,0	0,0	3,8	24,6	380,3
	89,0	8,6	0,5	0,5	0,0	0,0	1,4	16,6	106,3
	89,0	4,3	0,0	1,9	0,0	0,0	4,8	15,3	86,8
	88,7	9,0	0,9	0,5	0,0	0,0	0,9	24,0	294,6
	88,6	5,8	1,4	0,9	0,0	0,0	3,3	13,7	57,6
	88,6	7,1	0,5	3,8	0,0	0,0	0,0	17,9	145,8
	88,6	8,1	1,4	0,5	0,0	0,0	1,4	18,1	143,7
	88,6	5,7	0,9	0,0	0,0	0,0	4,8	12,2	41,8
	88,6	11,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	29,9	692,3
	88,5	9,0	2,0	0,5	0,0	0,0	0,0	18,5	150,4
	88,1	8,1	0,9	0,5	0,0	0,0	2,4	14,0	66,1
	87,6	7,2	4,3	0,0	0,0	0,0	0,9	11,2	33,1
	87,5	10,5	1,5	0,0	0,0	0,0	0,5	25,9	386,9
	87,1	4,8	2,4	0,9	0,0	0,0	3,8	20,6	206,0
	86,7	10,9	0,8	0,0	0,0	0,0	1,5	14,1	68,6
	86,2	4,8	2,4	1,8	0,0	0,0	4,8	14,2	64,4
	86,2	5,2	3,8	0,5	0,0	0,0	4,3	26,5	394,3
	85,7	7,1	3,8	2,9	0,0	0,0	0,5	13,7	60,0
	85,7	13,3	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	14,2	61,0
	85,7	12,9	0,9	0,0	0,0	0,0	0,5	26,5	469,3
	84,8	8,6	2,4	0,9	0,0	0,0	3,3	14,0	63,9
	83,8	11,4	0,5	0,5	0,0	0,0	3,8	19,9	189,8
	83,8	10,9	2,9	0,0	0,0	0,0	2,4	16,2	95,4
	83,8	11,4	0,5	0,0	0,0	0,0	4,3	16,3	102,3

Hematologia: o quadro sanguíneo de peixes do rio Tibagi

continuação

83,4	10,5	1,4	1,4	0,0	0,0	3,3	17,6	129,3	
82,9	13,3	0,0	0,9	0,0	0,0	2,9	21,2	222,1	
82,9	12,4	0,9	0,9	0,0	0,0	2,9	24,0	315,0	
82,8	14,8	1,0	0,0	0,0	0,0	1,4	19,0	181,1	
82,4	8,6	5,7	0,0	0,0	0,0	3,3	26,2	380,3	
81,9	17,1	0,5	0,0	0,0	0,0	0,5	23,2	304,8	
81,9	10,0	4,3	1,4	0,0	0,0	2,4	17,8	133,8	
79,5	15,2	0,5	1,9	0,0	0,0	2,9	16,1	95,1	
79,0	11,9	2,9	2,9	0,0	0,0	3,3	15,2	90,3	
78,6	17,6	0,0	0,0	0,0	0,0	3,8	17,2	105,5	
78,6	20,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,5	17,0	133,1	
77,6	12,4	1,4	3,8	0,0	0,0	4,8	15,8	91,8	
72,9	25,3	0,9	0,9	0,0	0,0	0,0	17,9	117,6	
72,9	15,2	6,2	2,4	0,0	0,0	3,3	21,6	260,0	
72,5	19,0	2,0	4,0	0,0	0,0	2,5	16,0	104,6	
71,4	21,9	2,9	2,9	0,0	0,0	0,9	24,3	329,0	
70,0	27,2	1,4	0,5	0,0	0,0	0,9	22,2	233,9	
68,6	25,2	4,8	0,0	0,0	0,0	1,4	17,1	105,8	
68,1	26,7	0,9	0,5	0,0	0,0	3,8	17,0	109,9	
67,1	18,6	8,6	0,9	0,0	0,0	4,8	25,3	382,5	
60,5	38,1	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	24,6	339,5	
59,0	31,4	3,8	1,0	0,0	0,0	4,8	15,5	77,5	
58,1	37,1	2,9	1,4	0,0	0,0	0,5	20,2	165,2	
55,2	39,1	2,9	1,4	0,0	0,0	1,4	23,8	321,3	
51,9	38,1	6,7	1,4	0,0	0,0	1,9	19,1	145,4	
51,4	43,8	0,9	3,4	0,0	0,0	0,5	23,6	281,2	
51,4	41,9	4,3	0,0	0,0	0,0	2,4	18,5	137,2	
50,5	45,7	1,9	0,0	0,0	0,0	1,9	23,8	331,2	
49,5	46,2	2,4	1,4	0,0	0,0	0,5	23,7	308,8	
46,7	45,6	2,9	0,0	0,0	0,0	4,8	12,9	49,5	
42,8	42,4	10,0	0,0	0,0	0,0	4,8	18,6	132,1	
40,0	54,8	2,4	0,9	0,0	0,0	1,9	21,5	209,7	
36,6	60,0	0,5	0,5	0,0	0,0	2,4	27,2	476,3	
33,8	56,7	4,3	1,4	0,0	0,0	3,8	20,4	209,8	
Média ± sem	80,0±1,8	15,4±1,7	1,8±0,2	0,8±0,1	0,0	2,0±0,2	18,9±0,5	184,5±15,5	
<b>Acestrorhynchidae</b>									
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>									
n=52	99,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	12,7	23,0	
	99,0	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	18,0	69,2	
	99,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	21,6	123,4	
	99,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	19,2	90,5	
	98,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	13,1	26,1	
	98,0	1,5	0,5	0,0	0,0	0,0	17,8	70,5	
	97,0	0,5	1,5	0,0	0,0	1,0	18,5	81,3	
	97,0	2,0	1,0	0,0	0,0	0,0	13,7	30,1	
	97,0	2,0	0,0	0,0	0,0	1,0	20,8	110,8	
	97,0	2,0	0,5	0,0	0,0	0,5	22,5	141,5	
	96,5	3,0	0,5	0,0	0,0	0,0	16,3	58,7	
	96,5	2,5	0,5	0,0	0,0	0,5	19,6	107,1	
	95,5	4,0	0,0	0,0	0,0	0,5	17,5	64,5	
	95,5	4,5	0,0	0,0	0,0	0,0	16,2	52,4	
	95,5	4,5	0,0	0,0	0,0	0,0	11,7	19,7	
	95,5	4,5	0,0	0,0	0,0	0,0	12,4	22,2	
	95,5	4,0	0,5	0,0	0,0	0,0	16,0	53,3	
	95,0	3,0	2,0	0,0	0,0	0,0	13,0	23,1	
	95,0	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,7	23,3	
	95,0	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	13,5	27,2	
	94,0	4,5	0,5	0,0	0,0	1,0	20,8	122,9	
	93,0	5,0	1,5	0,0	0,0	0,5	20,9	115,2	
	92,0	8,0	0,0	0,0	0,0	0,0	16,1	49,5	
	92,0	8,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,6	22,1	
	91,5	6,0	1,5	1,0	0,0	0,0	19,5	94,4	
	91,0	9,0	0,0	0,0	0,0	0,0	17,3	65,5	
	91,0	9,0	0,0	0,0	0,0	0,0	23,9	173,8	
	90,5	9,0	0,5	0,0	0,0	0,0	17,1	72,6	
	90,5	7,5	2,0	0,0	0,0	0,0	23,1	174,9	
	89,0	9,0	2,0	0,0	0,0	0,0	21,8	141,1	
	88,0	8,0	3,5	0,0	0,0	0,5	20,2	111,6	

A bacia do rio Tibagi

continuação

	86,0	13,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	13,6	29,5
	86,0	13,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	13,0	-
	85,5	12,5	1,0	0,0	0,0	0,0	1,0	21,0	124,5
	85,0	13,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	21,9	136,9
	83,0	14,5	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5	17,9	74,5
	82,5	15,0	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	19,8	100,3
	82,5	13,0	4,5	0,0	0,0	0,0	0,0	13,3	27,0
	81,0	15,0	3,5	0,5	0,0	0,0	0,0	21,4	128,7
	80,0	15,0	4,0	0,0	0,0	0,0	1,0	11,7	19,3
	79,5	13,0	7,5	0,0	0,0	0,0	0,0	21,1	126,0
	78,5	19,0	2,0	0,5	0,0	0,0	0,0	17,7	69,2
	75,0	24,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	12,7	23,5
	72,0	24,5	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0	21,0	111,0
	70,5	26,5	1,5	0,5	0,0	0,0	1,0	21,4	136,3
	70,5	24,5	4,0	0,0	0,0	0,0	1,0	20,6	120,1
	69,5	23,5	6,5	0,0	0,0	0,0	0,5	21,9	137,8
	67,0	31,5	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	15,4	47,2
	63,0	29,5	4,5	3,0	0,0	0,0	0,0	20,9	128,5
	54,0	39,5	4,5	1,5	0,0	0,0	0,5	18,8	92,8
	46,5	53,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	22,1	148,6
	41,5	53,0	4,5	1,0	0,0	0,0	0,0	17,3	65,9
Média ± sem	86,1±1,9	12,0±1,7	1,5±0,3	0,2±0,1	0,0	0,0	0,2±0,1	17,8±0,5	82,5±6,4
<b>Characidae</b>									
<i>Triportheus angulatus</i>									
n=11									
	99,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	11,8	27,1
	94,5	4,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,5	9,0	21,6
	92,0	7,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	8,9	25,7
	90,0	6,0	1,5	0,0	0,0	0,0	2,5	10,0	31,7
	89,5	7,5	1,0	0,5	0,0	0,5	1,0	7,8	15,5
	87,0	10,5	1,0	0,0	0,0	0,5	1,0	10,5	36,4
	85,5	10,0	2,5	0,0	0,0	0,5	1,5	6,5	8,0
	82,0	16,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	9,9	31,5
	77,5	17,5	3,0	0,5	0,0	1,0	0,5	10,3	34,5
	71,5	19,5	1,5	0,0	0,0	3,0	4,5	8,6	17,8
	58,0	29,0	3,0	1,5	0,0	5,0	3,5	10,1	34,7
Média ± sem	84,2±3,5	11,6±2,5	1,3±0,3	0,2±0,1	0,0	0,9±0,5	1,7±0,4	9,4±0,4	25,9±2,8
<b>Curimatidae</b>									
<i>Steindachnerina inculpta</i>									
n=69									
	99,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,5	12,6
	99,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,6	9,2
	98,5	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,5	9,4	9,5
	98,5	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,7	21,3
	98,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	8,2	11,0
	98,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,4	8,4
	97,5	2,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	13,3
	97,0	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,6	10,5
	97,0	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	10,3	30,1
	97,0	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,4	26,7
	96,5	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	10,5	28,6
	96,5	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	10,4	28,5
	96,0	2,5	0,5	0,0	0,0	0,0	1,0	8,3	12,3
	95,5	4,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,5	20,5
	95,0	4,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	11,2	31,0
	95,0	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	8,6	15,7
	94,5	5,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,4	26,8
	94,5	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	9,5	19,3
	94,0	4,5	1,0	0,0	0,0	0,0	0,5	11,1	31,7
	93,5	6,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,0	19,4
	93,5	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	10,8	32,3
	93,0	7,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,7	14,6
	93,0	7,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,8	36,2
	93,0	3,5	1,5	0,0	0,0	0,0	2,0	10,8	30,5
	91,0	6,5	2,0	0,0	0,0	0,0	0,5	11,1	32,3
	91,0	9,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,5	36,2
	90,5	7,5	1,0	0,0	0,0	0,0	1,0	7,4	7,7
	90,5	7,5	1,0	0,0	0,0	0,0	1,0	8,0	11,9
	89,5	9,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,5	8,8	15,3
	89,0	9,0	1,0	0,0	0,0	0,0	1,0	10,8	28,9

Hematologia: o quadro sanguíneo de peixes do rio Tibagi

continuação

88,5	8,5	0,5	0,5	0,0	0,0	2,0	10,8	31,2	
88,5	8,0	0,5	2,0	0,0	0,0	1,0	8,2	11,7	
88,5	10,0	0,5	0,0	0,0	0,0	1,0	10,6	24,6	
88,0	7,5	0,5	0,0	0,0	0,0	4,0	9,6	18,4	
87,5	10,0	0,5	0,0	0,0	0,0	2,0	9,3	17,2	
86,5	13,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,6	28,4	
86,5	11,5	1,0	0,0	0,0	0,0	1,0	7,1	7,0	
86,5	13,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	9,7	19,2	
86,0	9,5	2,0	0,0	0,0	0,0	2,5	9,2	16,8	
85,5	14,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,2	17,8	
84,5	12,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,5	9,5	18,9	
83,5	14,5	1,0	0,0	0,0	0,0	1,0	10,5	27,4	
79,0	17,5	1,0	0,0	0,0	0,0	2,5	9,2	19,0	
78,0	10,0	9,0	0,0	0,0	0,0	3,0	7,5	9,2	
77,0	19,5	1,0	0,0	0,0	0,0	2,5	8,5	13,8	
76,5	16,5	5,0	0,0	0,0	0,0	2,0	8,8	15,1	
75,0	17,5	2,5	0,5	0,0	0,0	4,5	10,2	28,1	
73,0	22,0	3,5	0,0	0,0	0,0	1,5	9,2	17,7	
72,0	27,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	11,2	34,9	
70,0	29,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,5	10,7	31,8	
69,5	29,0	0,5	0,0	0,0	0,0	1,0	8,3	12,2	
68,5	29,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5	10,7	29,7	
63,0	36,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,6	22,2	
60,5	36,5	0,5	0,0	0,0	0,0	2,5	10,1	28,3	
60,0	39,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,5	11,2	34,8	
60,0	35,0	1,5	0,0	0,0	0,0	3,5	9,5	19,9	
59,0	36,5	3,5	0,0	0,0	0,0	1,0	9,4	22,3	
56,0	39,0	3,0	0,0	0,0	0,0	2,0	11,0	14,0	
54,0	43,0	1,0	0,0	0,0	0,0	2,0	10,7	30,8	
52,0	42,0	5,0	0,0	0,0	0,0	1,0	8,6	13,9	
50,0	33,0	2,0	0,0	0,0	0,0	15,0	9,8	22,8	
49,5	50,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,0	15,7	
49,0	44,5	4,0	0,0	0,0	0,0	2,5	8,0	8,4	
48,0	50,5	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	10,1	26,7	
43,0	48,0	5,0	0,0	0,0	0,0	4,0	9,6	18,8	
39,0	45,5	11,5	0,0	0,0	0,0	4,0	10,2	20,8	
25,5	65,0	2,5	0,0	0,0	0,0	7,0	10,2	27,2	
22,5	70,5	6,5	0,0	0,0	0,0	0,5	10,0	21,6	
21,0	68,5	9,5	0,0	0,0	0,0	1,0	11,3	32,0	
Média ± sem	78,8±2,5	18,3±2,2	1,4±0,3	0,1±0,03	0,0	0,0	1,4±0,3	9,6±0,1	21,2±1,0
<b>Siluriformes</b>									
<b>Pimelodidae</b>									
<i>Pimelodus maculatus</i>									
n=95									
98,5	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	24,2	341,9	
97,0	1,5	0,0	0,0	0,5	0,0	1,0	24,5	356,8	
96,5	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15,0	63,2	
95,5	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	24,7	320,0	
94,5	4,5	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	13,4	50,0	
94,5	5,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	22,6	313,8	
94,5	1,0	0,5	0,0	0,0	3,0	1,0	13,6	46,0	
94,0	4,5	0,0	0,0	1,0	0,0	0,5	14,2	51,6	
93,0	6,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	17,2	108,4	
93,0	2,0	4,0	0,0	0,0	0,0	1,0	26,1	43,7	
92,0	3,5	1,5	0,5	0,0	2,5	0,0	24,2	287,7	
92,0	0,5	1,0	2,0	0,0	4,5	0,0	20,9	203,7	
91,5	6,0	1,0	0,0	0,0	0,0	1,5	18,5	155,0	
91,5	7,0	0,5	0,0	0,0	0,0	1,0	16,4	92,1	
91,0	8,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	20,9	219,8	
90,0	10,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	24,1	293,3	
90,0	7,0	1,5	0,0	0,0	0,0	1,5	18,2	122,9	
90,0	7,0	1,0	0,0	0,0	1,0	1,0	16,2	83,4	
89,5	9,5	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	18,9	169,4	
89,5	10,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	17,4	80,3	
89,0	11,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	22,6	213,9	
89,0	8,5	1,0	0,0	0,0	0,0	1,5	14,4	54,7	
89,0	6,5	1,0	0,0	0,0	0,0	3,5	23,8	331,4	
88,5	8,0	0,5	0,0	0,0	0,0	3,0	23,5	241,7	
88,5	6,5	2,0	0,0	0,0	0,0	3,0	16,0	95,4	

A bacia do rio Tibagi

continuação

88,0	10,5	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	23,0	260,3
88,0	10,0	1,0	0,0	0,5	0,0	0,5	14,0	55,1
87,0	11,5	1,0	0,0	0,0	0,0	0,5	24,7	366,6
86,5	12,0	0,0	0,0	0,5	0,0	1,0	27,1	474,1
86,5	6,5	1,0	1,5	0,0	4,5	0,0	15,7	82,6
86,5	5,5	2,5	3,5	0,0	0,5	1,5	22,8	326,0
86,0	9,5	0,5	0,0	0,0	0,0	4,0	16,1	88,1
86,0	2,5	1,5	3,5	0,0	6,0	0,5	18,9	154,5
85,5	11,5	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	13,2	40,2
84,5	4,5	3,5	4,0	0,0	3,5	0,0	20,7	177,2
84,0	14,5	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	16,1	95,7
83,5	13,5	0,5	0,0	0,0	0,0	2,5	17,1	89,7
83,0	11,0	1,0	1,5	0,0	1,0	2,5	22,0	241,6
83,0	15,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	14,1	59,1
82,5	15,0	0,5	0,0	0,5	0,0	1,5	15,8	85,0
82,5	15,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,5	17,1	106,6
82,0	15,0	1,5	0,0	0,0	0,0	1,5	21,4	171,0
81,5	15,0	2,0	0,0	0,0	0,0	1,5	19,6	187,6
81,5	15,0	0,5	0,0	0,0	1,0	2,0	20,3	176,1
81,0	15,5	1,5	0,0	0,5	0,5	1,0	19,4	138,9
80,5	14,5	1,0	0,0	1,5	0,0	2,5	16,9	73,4
80,0	17,0	2,0	0,0	0,0	0,0	1,0	15,5	73,4
79,5	16,5	2,5	0,0	0,0	0,5	1,0	22,3	240,0
79,0	17,0	3,5	0,0	0,0	0,0	0,5	26,0	405,0
78,5	9,0	7,5	0,0	0,0	5,0	0,0	26,5	457,3
78,5	12,0	3,0	2,0	0,0	4,5	0,0	20,8	248,8
77,5	17,0	4,5	0,5	0,0	0,5	0,0	18,2	145,6
77,0	13,0	5,5	0,0	0,0	0,0	4,5	14,5	56,7
77,0	4,5	6,5	1,5	0,0	10,5	0,0	23,1	262,0
77,0	10,0	3,0	0,5	0,0	7,0	2,5	22,2	236,8
76,5	18,5	0,0	0,0	0,5	0,0	4,5	19,4	176,7
76,5	13,5	2,5	0,0	1,0	0,0	6,5	19,8	166,6
76,0	10,0	3,0	0,0	0,0	11,0	0,0	15,9	72,0
75,0	15,5	3,0	0,0	0,0	5,5	1,0	20,5	182,0
74,0	20,5	4,5	0,0	0,0	0,0	1,0	14,7	61,7
74,0	20,5	0,5	1,0	0,0	4,0	0,0	16,9	98,1
71,0	27,0	0,5	0,0	0,5	0,0	1,0	14,4	54,9
71,0	24,5	2,5	0,0	0,0	0,0	2,0	22,6	223,4
70,5	24,5	2,5	0,0	0,0	0,0	2,5	14,4	62,5
70,0	8,0	12,5	1,0	0,0	8,5	0,0	19,0	142,2
68,5	27,0	0,5	0,0	0,0	0,0	4,0	15,8	70,1
67,5	12,0	16,0	0,0	0,0	2,0	2,5	26,1	443,6
67,5	21,5	1,5	0,5	0,0	9,0	0,0	17,4	132,9
65,5	30,5	2,0	0,0	0,0	1,5	0,5	20,4	189,5
63,5	32,0	3,0	0,0	0,0	0,0	1,5	21,1	251,1
61,5	34,0	1,5	0,0	0,5	0,0	2,5	20,1	157,4
59,0	36,5	0,5	0,0	0,0	3,0	1,0	15,8	78,3
59,0	33,5	3,0	0,0	0,0	4,0	0,5	19,5	135,1
56,0	37,0	2,0	0,0	0,0	2,5	2,5	20,6	197,6
54,5	41,5	1,5	0,0	0,0	0,0	2,5	14,1	55,8
48,5	31,5	5,0	1,0	0,0	12,0	2,0	20,1	151,6
47,0	46,0	3,5	0,0	0,0	2,0	1,5	24,0	268,2
44,0	46,5	6,0	0,0	0,0	2,5	1,0	18,8	165,0
44,0	47,5	2,5	1,5	0,0	4,5	0,0	22,1	247,7
42,5	39,5	4,5	1,5	0,0	12,0	0,0	19,3	179,2
42,0	45,5	11,5	0,5	0,0	0,0	0,5	23,6	277,7
41,0	54,5	1,5	1,0	0,0	0,5	1,5	23,9	328,9
39,5	54,0	4,5	1,0	0,0	1,0	0,0	21,2	202,7
38,5	52,5	7,0	0,0	0,0	0,5	1,5	27,0	427,1
37,5	50,0	3,0	0,0	0,0	0,0	9,5	15,6	91,1
37,0	47,0	8,0	0,5	0,0	7,0	0,5	20,0	181,0
29,5	58,5	4,0	0,0	1,5	0,0	6,5	14,2	58,2
26,5	58,5	11,0	0,0	0,5	0,0	3,5	25,3	312,3
26,0	68,0	3,5	0,0	0,0	1,0	1,5	17,6	105,3
24,0	73,5	0,5	0,0	0,0	1,0	1,0	26,2	446,6
21,0	74,5	2,0	0,0	0,0	0,5	2,0	19,0	128,6
18,5	74,0	5,5	0,0	0,0	0,0	2,0	15,9	80,6
18,0	80,5	0,5	0,0	0,0	0,0	1,0	20,5	205,0



Hematologia: o quadro sanguíneo de peixes do rio Tibagi

continuação

	16,0	67,0	9,5	0,0	0,0	0,0	7,5	23,0	263,0
	13,5	83,0	2,5	0,0	0,0	0,0	1,0	18,0	143,4
Média ± sem	71,4±2,3	22,5±2,2	2,5±0,3	0,3±0,1	0,2±0,04	1,6±0,3	1,5±0,2	19,6±0,4	180,3±11,4
<i>Pinarampus pirinampu</i> n=7	96,0	2,5	0,5	0,5	0,0	0,0	0,5	18,8	83,2
	94,5	4,0	0,5	0,0	0,0	0,0	1,0	13,7	30,9
	94,0	4,5	0,5	1,0	0,0	0,0	0,0	14,5	37,4
	92,0	6,0	1,0	0,5	0,0	0,0	0,5	26,3	220,1
	91,0	7,5	1,0	0,0	0,0	0,0	0,5	20,1	94,6
	90,5	8,0	0,0	0,5	0,0	0,0	1,0	22,3	128,0
	88,0	9,5	0,5	0,0	0,0	0,0	2,0	16,1	43,9
Média ± sem	92,3±1,0	6,0±0,9	0,6±0,1	0,4±0,1	0,0	0,0	0,8±0,2	18,8±1,7	91,2±25,3

Apêndice 2

Número de eritrócitos (Er), hematócrito (Ht), taxa de hemoglobina (Hb) e índices hematimétricos absolutos (VCM = volume corpuscular médio; HCM = hemoglobina corpuscular média; CHCM = concentração de hemoglobina corpuscular média), comprimento padrão (Ls, em cm) e peso total (Wt, em g) de peixes do rio Tibagi (*Leporinus elongatus*, *L. friderici*, *Schizodon intermedius*), localidade de Sertãoópolis (cada linha corresponde aos resultados de um espécime; sem = desvio padrão da média).

Espécie	Er (10 <sup>4</sup> /mm <sup>3</sup> )	Ht (%)	Hb (g/100ml)	VCM (μ <sup>3</sup> )	HCM (pg)	CHCM (%)	Lt (cm)	Wt (g)
<i>L. elongatus</i> n=11	91,00	42,1	13,58	462,36	149,23	32,28	18,8	118,7
	101,50	39,0	7,51	384,24	73,99	19,26	13,5	53,8
	137,00	43,5	9,08	317,52	66,28	20,87	14,1	58,5
	167,00	30,0	-	179,64	-	-	11,5	35,4
	170,00	53,0	11,97	311,91	70,41	22,57	10,8	28,1
	182,00	52,0	12,86	285,71	70,66	24,73	13,9	58,2
	187,50	53,0	10,85	282,88	57,87	20,46	20,9	202,2
	193,00	49,5	-	256,48	-	-	18,3	140,6
	193,00	45,0	-	233,16	-	-	23,4	270,5
	230,50	46,8	10,37	107,87	44,99	22,16	16,5	105,6
	243,50	49,3	9,17	202,46	37,66	18,60	15,1	77,6
Média ± sem	172,36±14,3	45,8±2,1	10,67±0,7	274,93±29,4	71,39±12,0	22,62±1,5	16,1±1,2	104,5±22,7
<i>L. friderici</i> n=6	92,00	63,0	9,68	684,78	105,25	15,37	23,2	312,2
	160,50	46,5	8,70	289,72	54,21	18,71	13,7	56,0
	197,00	39,8	8,53	202,23	43,28	21,40	19,2	166,1
	224,50	51,0	12,52	227,39	55,79	24,54	24,5	346,7
	259,00	49,0	10,61	188,80	40,95	21,69	16,6	104,2
	286,00	67,0	11,97	235,58	41,85	17,76	15,2	78,5
Média ± sem	203,17±28,7	52,8±4,2	10,34±0,7	304,75±77,3	56,89±10,0	19,91±1,3	18,7±1,8	177,3±50,6
<i>L. obtusidens</i> n=5	-	59,4	9,05	-	-	15,24	17,0	101,2
	129,00	49,0	9,33	379,84	72,33	19,04	14,8	80,3
	186,00	45,0	9,90	241,94	53,24	22,01	12,5	50,0
	241,00	39,5	9,46	163,90	39,27	23,96	15,3	77,8
	255,00	53,0	12,26	206,27	48,08	23,31	23,0	308,9
Média ± sem	202,75±28,7	49,2±3,4	10,00±0,6	247,99±46,8	53,23±7,0	20,71±1,6	16,5±1,8	123,6±47,0
<i>S. intermedius</i> n=37	65,00	26,1	5,98	401,38	91,95	22,91	23,7	308,8
	75,50	48,1	9,05	637,35	119,91	18,81	23,2	304,8
	88,00	52,3	9,23	594,09	104,88	17,65	15,3	86,8
	115,50	40,3	8,69	348,75	75,21	21,57	21,2	222,1
	120,00	34,0	7,85	283,33	65,43	23,09	12,2	41,8
	122,00	50,0	10,88	409,84	89,21	21,77	20,6	206,0
	122,50	42,7	8,07	348,74	65,89	18,89	24,0	294,6
	140,50	46,9	9,47	333,45	67,38	20,21	20,4	202,3
	143,00	37,0	8,42	258,81	58,90	22,76	17,0	133,1
	150,50	39,9	8,48	265,35	56,36	21,24	14,2	61,0
	154,50	36,4	7,24	235,34	46,84	19,90	21,5	225,3
	155,50	44,5	8,35	286,17	53,70	18,76	23,4	296,6
	157,00	44,1	9,36	280,70	59,62	21,24	22,8	259,8
	159,00	38,0	9,01	238,99	56,66	23,71	11,0	61,2
	166,50	34,5	6,12	207,21	36,77	17,75	14,0	63,9
	170,50	50,5	8,78	296,19	51,47	17,38	14,1	59,8

A bacia do rio Tibagi

continuação

170,50	40,0	9,67	234,60	56,70	24,17	23,4	295,2	
174,00	42,4	9,13	243,68	52,45	21,52	24,6	339,5	
174,50	43,9	10,06	251,66	57,67	22,92	19,9	189,8	
179,50	31,3	7,79	174,54	43,42	24,88	13,7	57,6	
184,00	47,0	9,17	253,70	49,84	19,64	31,5	500,0	
187,00	34,7	8,60	185,51	45,98	24,79	23,6	281,2	
191,50	42,0	10,49	219,32	54,77	24,97	23,4	355,4	
206,50	45,6	8,97	221,02	43,41	19,64	24,0	314,5	
207,50	48,3	10,03	232,75	48,36	20,78	20,2	165,2	
215,50	35,6	8,44	164,97	39,16	23,74	11,5	33,3	
222,50	49,6	9,83	222,70	44,18	19,84	22,2	233,9	
230,50	51,5	12,22	223,43	53,00	23,72	26,5	394,3	
244,50	49,5	11,72	202,45	47,93	23,68	25,3	382,5	
248,00	45,5	10,17	183,47	40,99	22,34	24,3	329,0	
259,00	38,1	9,86	146,91	38,07	25,91	12,7	47,9	
260,00	44,5	11,08	171,06	42,56	24,90	24,0	315,0	
311,50	33,7	7,16	108,19	22,99	21,26	14,7	73,0	
410,00	41,0	10,91	100,00	26,61	26,61	17,0	112,1	
433,40	43,3	8,23	100,01	19,00	18,99	17,9	117,6	
438,20	43,8	9,44	99,95	21,54	21,55	18,8	158,9	
440,00	44,0	9,87	100,00	22,44	22,44	13,4	55,4	
Média ± sem	202,53±15,8	42,2±1,0	9,13±0,2	250,42±19,5	53,28±3,6	21,78±0,4	19,8±0,8	204,8±20,4



## Citogenética de alguns grupos de peixes da bacia do rio Tibagi

Ana L. Dias e Lucia Giuliano-Caetano

**ABSTRACT** – (Citogenetics of some groups of fishes in the Tibagi River Basin) Molecular markers and cytogenetic analyses have been useful in distinguishing among fish groups in the Tibagi River Basin. Karyotype analyses and molecular markers have characterized some species of the Pimelodidae and Anostomidae families. In the Characidae, Cichlidae and Curimatidae family's cytogenetic studies could identify structural and numerical polymorphism at the conventional level and chromosomal banding. The curimatids and anostomids showed a marked conservatism in the chromosomal macro-structure, where 54 M-SM chromosomes were found. Small but significant variations could be observed at the NOR and C band levels. All the pimelodids species analyzed had a high fundamental number because of the predominance of M-SM chromosomes. *Pimelodella* sp. was the only species with chromosomes only of this type and a reduction in the number of chromosomes ( $2n=46$ ). The species of the family Pimelodidae had a pair of nucleolar chromosomes, one subtelocentric pair on the *Pimelodus* and *Pinirampus* species and a M-SM group pair on *Pimelodella* all in telomeric position. *Pinirampus pirinampu* showed peculiar characteristics in the chromomycin staining analyses and the distribution pattern of the heterochromatin. The three species of the family Cichlidae showed the same chromosome number of  $2n=48$ , but the fundamental number of each species varied. Multiple NORs were observed in *Cichlasoma paranaense*. Three species were analyzed in the Três Bocas Stream, *Astyanax bimaculatus*, *Astyanax fasciatus* and *Rineloricaria latirostris*. The first two species showed structural polymorphism while the last presented numeric polymorphism, due we believe to the fairly heterogeneous conditions in this stream that enabled the chromosome rearrangements to fix, without harm to the species.

Key words – C band, cytogenetic studies, fishes, molecular marks, NOR, Tibagi River Basin.

### INTRODUÇÃO

A utilização de dados cariotípicos para identificação de espécies (citotaxonomia) e para elaboração de padrões de relacionamento ou filogenias (citossistemática) foi inicialmente proposta por Mathey (1949), no primeiro trabalho de revisão de dados cromossômicos de vertebrados. Em linhas gerais, o fundamento teórico que sustenta a existência de uma citotaxonomia e de uma citossistemática reside no fato de que, com algumas exceções, a grande maioria das espécies é cariotipicamente única, diferindo de outras espécies em relação ao número cromossômico e/ou em relação a outras características citológicas (White, 1978).

Muitos eventos de especiação estão relacionados com a ocorrência de rearranjos cromossômicos, porém não está claro se esses rearranjos têm um papel causativo direto na especiação ou se eles a seguem (White, 1982).

Como existem várias evidências da ocorrência de rearranjos cromossômicos muito cedo no processo de especiação, os dados citogenéticos podem ser bastante úteis no estabelecimento de relações evolutivas entre as espécies.

A discussão sobre o papel dos rearranjos cromossômicos na especiação tem sido dificultada pela ausência de um conceito de espécie universalmente utilizado na prática taxonômica. Assim, entre os geneticistas, o conceito de espécie mais aceito é o chamado conceito biológico de espécie, segundo o qual espécie é um conjunto constituído por indivíduos que em condições naturais são capazes de cruzar com indivíduos semelhantes e produzir descendentes férteis (Mayr, 1970).

Atualmente o conceito de espécie passa por diversas reformulações, com tendência a não enfatizar apenas o isolamento reprodutivo, mas, também, o surgimento de novos caracteres. Considerando essas reformulações,

as diferenças cromossômicas, mesmo incapazes de garantir um isolamento reprodutivo, podem ser importantes para o diagnóstico de novas espécies (Oliveira, 1994).

Algumas bacias hidrográficas estão isoladas das demais, tornando-se, assim, barreiras geográficas para alguns grupos de peixes e se constituindo em vários isolados que favorecem a especiação. Entretanto, em muitas bacias existem conexões entre os sistemas de drenagem, sendo que, em alguns casos, essas conexões são permanentes, submergindo áreas nas cheias e constituindo rotas de migração para formas generalizadas de peixes (Moreira Filho, 1983). Além disso, os peixes de água doce nem sempre estão confinados a um único sistema de drenagem.

Bertollo *et al.* (1979) exemplificam a importância do estudo de populações ao analisar populações alopátricas de traíras, as quais apresentam variações cariotípicas que sugerem diferentes mecanismos adaptativos a ambientes diversos, que favorecem a manutenção de modificações estruturais e até numéricas dos cromossomos entre as populações, o que facilita a detecção de possíveis etapas durante a especiação.

Lowe-McConnell (1969) ressalta que o tamanho absoluto de certos sistemas de rios é fator importante, pois pode permitir que muitas espécies evoluam dentro do próprio sistema, desenvolvendo-se em isolamento geográfico nas cabeceiras dos tributários, onde as barreiras entre as populações podem ser físicas (como a velocidade do fluxo da água ou o tipo de leito do rio), químicas (como o tipo de água) ou mesmo bióticas.

Além disso, embora possam existir conexões entre diferentes bacias, os mesmos fatores citados, isto é, bióticos e abióticos (temperatura, pH, etologia, predação, etc.), podem dificultar a passagem de uma espécie de uma bacia para outra.

Entre os peixes, a hibridação poderia ser facilitada, considerando-se que a fecundação geralmente é externa e que o meio de dispersão dos gametas é a água. Para evitar esse evento, mecanismos pré-zigóticos (isolamento estacional ou de hábitat, isolamento ecológico, etc.) estariam atuando, bem como mecanismos pós-zigóticos (mortalidade gamética, mortalidade do zigoto, inviabilidade do híbrido, etc.).

Em muitas espécies de peixes, o grande número de descendentes de cada prole e o pequeno espaço de tempo que separa cada geração poderiam facilitar que rearranjos cromossômicos adaptativos fossem mais rapidamente difundidos, principalmente nos pequenos isolados geográficos. O próprio comportamento de algumas espécies, formando cardumes, contribuiria para que esses eventos fossem facilmente fixados nas populações.

Programas de manejo e monitoramento genético têm sido utilizados no repovoamento de reservatórios de hidrelétricas. O principal objetivo de tais programas é contribuir para a conservação do potencial biológico de

populações selvagens de peixes cujo hábitat foi alterado, e que correm, portanto, risco de redução ou até mesmo de extinção. Esses programas envolvem a análise das características que, direta ou indiretamente, reflitam a composição genética dos estoques usados nos projetos de repovoamento.

Marcadores genético-bioquímicos são padrões de fenótipo protéico detectados pela técnica de eletroforese. A partir dos eletroferogramas pode-se inferir sobre a composição genética dos estoques de peixes. A eletroforese de proteínas ainda constitui uma das técnicas mais eficientes para a análise genética de populações de peixes e, por isso, é a mais aconselhada para o monitoramento de estoques em projetos de repovoamento. Em alguns casos, quando os marcadores genético-bioquímicos não proporcionam uma boa distinção entre alguns grupos de peixes, o monitoramento via marcadores citogenéticos tem se mostrado de grande valia. Os avanços na área de citogenética de peixes poderá fazer com que ela venha a ser utilizada cada vez mais na distinção entre grupos de peixes (Toledo Filho *et al.*, 1992).

A bacia do rio Tibagi é a terceira bacia hidrográfica do estado do Paraná, estendendo-se por cerca de 531 km em direção sul-norte, sendo composta por 65 afluentes principais e centenas de subafluentes (Maack, 1981). Recentemente, a utilização de marcadores moleculares e as análises citogenéticas têm se mostrado bastante úteis na distinção entre grupos de peixes da bacia do rio Tibagi. Análises cariotípicas e marcadores moleculares caracterizaram algumas espécies das famílias Pimelodidae e Anostomidae (Almeida, 1998; Swarça, 1998; Chiari, 1999). Nas famílias Characidae, Cichlidae e Curimatidae, estudos citogenéticos puderam identificar polimorfismos estruturais e numéricos convencionais e de bandamento cromossômico, levando a um maior entendimento da composição e da estrutura cromossômica de algumas espécies coletadas ao longo dessa bacia. A seguir são apresentadas as análises realizadas até o momento na área de citogenética de peixes na Universidade Estadual de Londrina (UEL).

## PADRÕES CITOGENÉTICOS DOS PEIXES DA BACIA DO RIO TIBAGI

Estudos citogenéticos foram realizados em espécies pertencentes às ordens Characiformes, Siluriformes e Perciformes. Simultaneamente, foram realizados estudos para determinar marcadores moleculares em espécimes das ordens Characiformes e Siluriformes.

Ordem Characiformes

Família Anostomidae

Foram realizadas análises citogenéticas em seis espécies de peixes da família Anostomidae: *Leporinus obtu-*

*sidens*, *L. elongatus*, *L. friderici*, *L. striatus*, *Schizodon intermedius* e *S. nasutus*. A seguir são apresentados os resultados observados em cada espécie, segundo Orimoto (1997).

#### *Leporinus obtusidens*

Foram analisados cinco exemplares de *Leporinus obtusidens* (uma fêmea e quatro machos), e o número cromossômico ( $2n$ ) observado foi igual a 54. Nos machos foi observado  $2n=54$  cromossomos metassubmetacêntrico (M-SM); nas fêmeas o cariótipo era constituído por 53 cromossomos do grupo M-SM e um cromossomo subtelocêntrico (ST), correspondente ao cromossomo W (prancha 1, em anexo). Assim, essa espécie apresentou um sistema de cromossomos sexuais do tipo ZZ/ZW, com a fêmea sendo heterogamética.

A região organizadora de nucléolo (NOR), visualizada através da impregnação pelo nitrato de prata, encontrava-se em um par de cromossomos do tipo metacêntrico (M) de tamanho grande, em posição telomérica (prancha 2, A). A coloração pelo fluorocromo cromomicina ( $CMA_3$ ), que marca regiões ricas em guanina e citosina (GC), foi observada em um par de cromossomos M, correspondente ao par cromossômico da NOR (prancha 2, B).

O padrão de distribuição da heterocromatina constitutiva foi evidenciado, através da técnica de banda C, em regiões teloméricas e/ou intersticiais dos cromossomos, sendo que o cromossomo W apresentou o braço longo totalmente heterocromático (prancha 2, C).

#### *Leporinus elongatus*

Foram analisados seis exemplares de *Leporinus elongatus* (três fêmeas e três machos), sendo o valor diplóide modal de  $2n=54$ . Nos indivíduos machos, todos os cromossomos eram do tipo M-SM; nas fêmeas, 53 cromossomos eram do tipo M-SM e um era do tipo ST, correspondente ao cromossomo W, caracterizando um mecanismo de diferenciação sexual do tipo ZZ/ZW, com as fêmeas heterogaméticas (prancha 3).

A NOR estava localizada na posição telomérica de um cromossomo SM, e foi evidenciada através da coloração com a  $CMA_3$  (GC específico) (prancha 4, A e B). A heterocromatina constitutiva foi observada nas regiões teloméricas, centroméricas e/ou intersticiais, sendo que o cromossomo W apresentou o braço longo totalmente heterocromático (prancha 4, C).

#### *Leporinus friderici*

Foram analisados três exemplares de *Leporinus friderici* (uma fêmea e dois machos), os quais apresentaram  $2n=54$  cromossomos, todos do tipo M-SM

(prancha 5). Não foram observadas diferenças cromossômicas entre fêmeas e machos.

A NOR, localizada através da impregnação pelo nitrato de prata, encontrava-se na região telomérica de um par cromossômico do tipo M, e foi observado um heteromorfismo de tamanho dessa região entre cromossomos homólogos (prancha 6, A). A coloração pela  $CMA_3$  também evidenciou uma marcação fluorescente no mesmo par cromossômico da NOR (prancha 6, B).

#### *Leporinus striatus*

Da espécie *Leporinus striatus* foi analisado apenas um exemplar fêmea, que apresentou  $2n=54$  cromossomos, todos do tipo M-SM (prancha 7).

A NOR encontrava-se em posição intersticial no maior par cromossômico do complemento, correspondendo a uma região de constricção secundária, observada em coloração convencional. Nessa mesma região, a  $CMA_3$  evidenciou forte marcação (prancha 8, A e B).

#### *Schizodon intermedius*

Foram analisados 17 exemplares de *Schizodon intermedius* (nove fêmeas e oito machos), todos com  $2n=54$  cromossomos, sendo o cariótipo constituído por 52 cromossomos M-SM e por um par de cromossomos ST (prancha 9). Não foi possível diferenciar a existência de cromossomos sexuais.

A NOR estava localizada em um cromossomo M, em posição telomérica, sendo visualizada pela coloração com a  $CMA_3$  (prancha 10, A e B).

#### *Schizodon nasutus*

Foram analisados seis exemplares de *Schizodon nasutus* (duas fêmeas e quatro machos), todos com  $2n=54$  cromossomos, e todos os cromossomos eram do tipo M-SM (prancha 11), não sendo observada nenhuma diferenciação cromossômica sexual.

A NOR foi evidenciada em posição telomérica em um cromossomo M, sendo observada a mesma marcação quando utilizada a  $CMA_3$  (prancha 12, A e B).

As seis espécies apresentaram o mesmo número cromossômico, isto é,  $2n=54$ , e, basicamente, o cariótipo observado era composto de cromossomos do tipo M-SM, exceção feita a *Schizodon intermedius*, que apresentou um par de cromossomos ST. As fêmeas de *Leporinus elongatus* e *L. obtusidens* também apresentaram um cromossomo ST, caracterizando, nessas espécies, a presença de um sistema cromossômico sexual do tipo ZZ/ZW, sendo a fêmea o sexo heterogamético.

Todos os anostomídeos estudados citogeneticamente até o momento apresentaram uma macroestrutura cariotípica bastante conservada, sempre com  $2n=54$  cromos-

somos M-SM, tornando o cariótipo dessas espécies bastante homogêneo. Pela grande estabilidade cariotípica observada nesse grupo de peixes, pode-se supor que rearranjos cromossômicos tenham ocorrido, porém não alteraram o número de cromossomos nem a macroestrutura cariotípica dessas espécies.

Nas espécies que apresentaram o sistema cromossômico sexual do tipo ZZ/ZW (*Leporinus elongatus* e *L. obtusidens*), os indivíduos homogaméticos (machos) apresentam cariótipos iguais às demais espécies com 54 cromossomos. A presença de um par de cromossomos ST em *Schizodon intermedius* provavelmente resultou de um rearranjo cromossômico do tipo inversão pericêntrica, ocorrido em um cromossomo do grupo M-SM de tamanho médio.

O gênero *Leporinus* tem sido caracterizado como um grupo de peixes que possui tanto espécies homogaméticas quanto heterogaméticas. Em várias espécies desse gênero já foi relatada a presença de sistema cromossômico sexual (Galetti Jr. *et al.*, 1981, 1995; Galetti Jr. & Foresti, 1987).

O cromossomo W observado em *L. elongatus* e *L. obtusidens* apresentou o braço longo totalmente heterocromático, e o provável cromossomo Z apresentou um bloco heterocromático no braço longo.

Uma hipótese para a diferenciação dos cromossomos sexuais é a possibilidade de ter ocorrido uma heterocromatinização seguida por um acúmulo desses segmentos ao longo do cromossomo, como no braço longo do cromossomo W em *Leporinus*. Um acúmulo desses segmentos heterocromáticos por uma replicação regional ou duplicação em tandem (ou por ambas) poderia levar à diferenciação do cromossomo W (Galetti Jr. & Foresti, 1986; 1987).

Em *Leporinus*, a heterocromatina pode representar uma forma efetiva de isolamento meiótico dos cromossomos Z e W, não só resultando em diferenças quantitativas da heterocromatina entre os dois cromossomos, mas levando também a diferenças qualitativas, como ocorre em serpentes (Galetti Jr. & Foresti, 1986).

Através da impregnação pelo nitrato de prata, a NOR foi observada apenas em um par de cromossomos, variando sua localização e posição nas espécies analisadas. Em *L. obtusidens*, *L. friderici*, *S. intermedius* e *S. nasutus* a NOR foi evidenciada em posição telomérica em um par de cromossomos M, e em *L. elongatus* em um par de cromossomos SM. Apenas em *L. friderici* foi observada em posição intersticial.

O número de NORs parece ser altamente conservado na família Anostomidae, uma vez que quase todas as espécies analisadas apresentaram um par de cromossomos nucleolares; entretanto, a posição e a quantidade dessas regiões parece ser variável. Pereira (1999) observou, em *S. nasutus*, um terceiro cromossomo portador de cístrons ribossômicos, sendo que este ocorreu em menor frequência.

Os resultados obtidos mostraram, de uma maneira geral, uma correlação positiva entre as NORs impregnadas pelo nitrato de prata e pela CMA<sub>3</sub> (GC específico), confirmando a variabilidade da posição e da localização das NORs e o fato de que rearranjos cromossômicos ocorreram na microestrutura cariotípica dessas espécies.

#### Família Curimatidae

Da família Curimatidae foram analisadas as espécies *Steindachnerina insculpta* e *Cyphocharax modestus*, e os resultados observados por Martins (1995) e Teribe & Dias (1998) são descritos a seguir.

#### *Steindachnerina insculpta*

Foram analisados nove indivíduos de *S. insculpta* (dois machos e sete fêmeas), todos apresentando  $2n=54$  cromossomos do tipo M-SM, não sendo observado heteromorfismo cromossômico entre machos e fêmeas (prancha 13). A NOR encontrava-se apenas em um par cromossômico, na posição terminal (prancha 14, A).

Com a aplicação da técnica de banda, C verificou-se que a heterocromatina constitutiva distribuía-se nas regiões cromossômicas pericentroméricas e em algumas regiões teloméricas (prancha 14, B).

#### *Cyphocharax modestus*

Foram analisados 22 exemplares de *Cyphocharax modestus* (12 fêmeas e dez machos), sendo que dez indivíduos (seis fêmeas e quatro machos) apresentaram, além dos 54 cromossomos, um cromossomo adicional, que foi caracterizado como um cromossomo supranumerário ou B. Os 54 cromossomos do complemento normal eram M-SM, não sendo observado heteromorfismo cromossômico sexual entre indivíduos machos e fêmeas (prancha 15).

A NOR encontrava-se apenas em um par cromossômico, provavelmente o segundo do complemento, na região telomérica do braço maior (prancha 16, A).

Em relação ao padrão de distribuição da heterocromatina constitutiva, ficou evidenciado que ela ocorre preferencialmente em regiões pericentroméricas, observando-se algumas marcações intersticiais pouco visíveis em alguns cromossomos; no segundo par do complemento, foram observados blocos de heterocromatina em posição intersticial e em posição telomérica, esta última coincidindo com a NOR (prancha 16, B).

O cromossomo B se apresentou totalmente heterocromático e com tamanho muito menor em relação aos demais cromossomos do complemento.

A maior parte dos curimatídeos estudados mostrou um acentuado conservadorismo na macroestrutura cromossômica, onde 54 cromossomos M-SM foram

encontrados na maioria das espécies. Variações pequenas, mas significativas, puderam ser observadas em nível de NOR e de banda C. Esses dados, além de servir de subsídios para a citotaxonomia, são de grande valia no estudo do estabelecimento de relações filogenéticas entre grupos e/ou espécies.

As informações obtidas confirmam os dados já existentes para outras populações de *Steindachnerina insculpta* e de *Cyphocharax modestus*. Tanto a macroestrutura cariotípica como o padrão de NOR e o de banda C foram condizentes com os dados fornecidos por Vênere & Galetti (1989) e Vênere (1991).

Assim como os Curimatidae, outras famílias de Characiformes, como Anostomidae, Parodontidae e Prochilodontidae, mostram uma pronunciada estabilidade na macroestrutura cariotípica, com variações na microestrutura (banda C e NOR) decorrentes de inversões e/ou translocações (Feldberg, 1990).

Um grande número de trabalhos reportam a presença de cromossomos B relacionados a vários grupos de organismos estudados citogeneticamente. Dentre esses grupos, esses cromossomos acessórios são bem relatados em plantas, mas diferentes grupos animais também os têm apresentado (Muntzing, 1974). Entretanto, pouco se tem discutido quanto à sua origem e ao seu significado para o organismo, principalmente para os animais.

Pequenos cromossomos B foram descritos para *C. modestus* por Vênere & Galetti (1985) e Vênere (1991), referentes a duas populações. Outro curimatídeo, *S. insculpta*, também apresentou cromossomo B (Oliveira & Foresti, 1992). Esses dados, associados às informações obtidas por Martins (1995) e Teribele & Dias (1998), aqui relatadas, permitem verificar que a ocorrência de Bs em diferentes populações de *C. modestus* evidencia um caráter geral da espécie, ao invés de ser apenas uma ocorrência específica de determinada população.

Em oposição ao conservadorismo cromossômico descrito para os Curimatidae, a ocorrência de Bs em *C. modestus* evidencia novos mecanismos de evolução cromossômica ocorrendo nesse grupo de peixes.

## Ordem Siluriformes

### Família Pimelodidae

Da família Pimelodidae foram analisadas as espécies *Pimelodus maculatus*, *Pirirampus pirinampu*, *Pimelodella* aff. *meeki* e *P.* aff. *avanhandavae*, e os resultados observados por Swarça (1998) e Swarça *et al.* (1999) são descritos a seguir.

#### *Pimelodus maculatus*

Foram analisados 18 exemplares de *Pimelodus maculatus* (11 fêmeas e sete machos), e todos apresen-

taram  $2n=56$  cromossomos, sendo o cariótipo constituído por 20 cromossomos M, 20 SM, dez ST e seis cromossomos acrocêntricos (A) (prancha 17). O número fundamental (NF), ou número de braços cromossômicos, foi igual a 106 (Swarça, 1998).

A NOR encontrava-se localizada em um par cromossômico, provavelmente o par 23, do tipo ST, na região telomérica, sendo observada através da impregnação pelo nitrato de prata e pela coloração com a CMA<sub>3</sub> (prancha 18, A e B). A heterocromatina constitutiva encontrava-se distribuída em regiões centroméricas e/ou teloméricas da maioria dos cromossomos (prancha 18, C).

Foi feito um tratamento com a enzima de restrição AluI, que produziu marcações teloméricas e/ou centroméricas nos cromossomos muito semelhantes ao padrão de distribuição da heterocromatina constitutiva (prancha 18, D).

#### *Pirirampus pirinampu*

Foram analisados 15 exemplares de *Pirirampus pirinampu* (sete fêmeas e oito machos), e todos apresentaram  $2n=50$  cromossomos e cariótipo constituído por 26 cromossomos M, 12 SM, dois ST e dez do tipo A (prancha 19), com NF=90 (Swarça, 1998; Swarça *et al.*, 1999).

A NOR foi observada em posição telomérica no braço curto de um par de cromossomos ST, provavelmente o par 20, sendo verificada uma variação de tamanho dessa região entre os cromossomos homólogos (prancha 20, A).

Com a utilização da CMA<sub>3</sub> foram evidenciadas várias marcas fluorescentes, nas posições terminal e centromérica. A NOR mostrou-se fluorescente, e as demais marcações sugeriram correspondência com blocos de heterocromatina constitutiva (prancha 20, B).

A banda C mostrou a existência de blocos de heterocromatina nas regiões telomérica e centromérica em quase todos os cromossomos do complemento (prancha 20, C e D).

#### *Pimelodella* aff. *meeki*

Foram analisados nove indivíduos de *Pimelodella* aff. *meeki* (seis fêmeas e três machos), e todos apresentaram  $2n=46$  cromossomos, distribuídos em 34 cromossomos M e 12 ST, e NF=92 (Swarça, 1998) (prancha 21).

A NOR, foi detectada em um cromossomo do tipo M, provavelmente o par número 5, em posição telomérica, sendo também observada uma variação de tamanho entre os homólogos (prancha 22, A). Essa região mostrou-se também CMA<sub>3</sub><sup>+</sup> (prancha 22, B).

Em relação ao padrão de heterocromatina constitutiva, foi observado um par de cromossomos M com forte marcação telomérica, e a maioria dos cromos-



somos apresentou fracas marcações heterocromáticas (prancha 22, C).

#### *Pimelodella* aff. *avanhandavae*

Foram analisados seis exemplares de *Pimelodella* aff. *avanhandavae* (quatro fêmeas e dois machos), e todos apresentaram  $2n=52$  cromossomos, com cariótipo constituído por 24 cromossomos M, 18 SM, quatro ST e seis do tipo A (prancha 23), e  $NF=98$  (Swarça, 1998).

A NOR foi detectada em posição telomérica de um cromossomo pequeno do tipo SM, correspondente à constrição secundária observada em coloração convencional (prancha 24, A), sendo que essa região se mostrou rica em bases CG devido ao emprego de  $CMA_3$ , que se apresentou positiva nesse cromossomo (prancha 24, B).

Quanto ao padrão de distribuição da heterocromatina constitutiva, essa espécie apresentou um cromossomo M com forte marcação em ambos os telômeros; nos demais cromossomos foram observadas fracas marcações (prancha 24, C).

Todas as espécies apresentaram NF alto, devido à predominância de cromossomos M-SM. *Pimelodella* aff. *meeki* foi a única espécie a apresentar somente cromossomos desse tipo, e uma redução no número de cromossomos ( $2n=46$ ) em relação ao número diplóide modal das espécies pertencentes à ordem Siluriformes sugerido por LeGrande (1981), de  $2n=56 \pm 2$ .

Todas as espécies apresentaram um par de cromossomos nucleolares, sendo um par ST nas espécies de *Pimelodus* e de *Pinirampus*, e um par do grupo M-SM em *Pimelodella*, todos em posição telomérica. *Pimelodus maculatus* foi a única espécie que apresentou a NOR no braço longo do cromossomo. *Pinirampus pirinampu* e *Pimelodella* aff. *meeki* apresentaram um polimorfismo de tamanho da NOR em um dos cromossomos homólogos portadores de genes ribossomais, situação devida, provavelmente, a uma amplificação gênica nessa região.

O tratamento pela  $CMA_3$  mostrou correspondência com a NOR em todas as espécies analisadas, confirmando variabilidade de posição e de tamanho dessa região, e evidenciando que era rica em GC.

*Pinirampus pirinampu* apresentou uma característica peculiar em relação às análises da coloração pela  $CMA_3$  e ao padrão de distribuição da heterocromatina. Na maioria das famílias de Siluriformes, é comum o conteúdo relativamente baixo de heterocromatina, porém em *P. pirinampu* foram observadas fortes marcações heterocromáticas em vários cromossomos, tanto em regiões teloméricas como centroméricas; resultado semelhante foi detectado com a utilização da  $CMA_3$ , sendo que, nessa espécie, esse fluorocromo corou, além da NOR, regiões heterocromáticas de alguns cromossomos.

*Pimelodus maculatus* apresentou fracas marcações heterocromáticas. *Pimelodella* aff. *meeki* e *Pimelodella* aff. *avanhandavae* também apresentaram um baixo conteúdo de heterocromatina, porém foi observado um par cromossômico fortemente marcado, podendo ser considerado um marcador heterocromático nessas duas espécies.

Os resultados obtidos com a enzima de restrição AluI foram correspondentes aos dados de distribuição da heterocromatina constitutiva.

### Ordem Perciformes

#### Família Cichlidae

Da família Cichlidae foram analisadas as espécies *Geophagus brasiliensis*, *Crenicichla niederleinii* e *Cichlasoma paranaense*. Todas apresentaram  $2n=48$  cromossomos, cada espécie apresentando uma morfologia cariotípica diferente. Os resultados descritos em Loureiro (1999) e Loureiro *et al.* (2000) são colocados a seguir.

#### *Geophagus brasiliensis*

Foram analisados sete indivíduos de *Geophagus brasiliensis* (quatro fêmeas e três machos), que apresentaram os 48 cromossomos distribuídos em seis cromossomos SM e 42 cromossomos ST-A, e  $NF=54$ , tanto nos machos quanto nas fêmeas (prancha 25).

A impregnação pelo nitrato de prata evidenciou NOR em um par cromossômico do grupo ST-A (par número 5), coincidente com uma região de constrição secundária, sendo observado um heteromorfismo de tamanho entre os cromossomos homólogos (prancha 26, A). O tratamento com a  $CMA_3$  também mostrou marcação no mesmo par correspondente à NOR (prancha 26, B); o tratamento com o fluorocromo DAPI, que marca regiões ricas em adenina e timina (AT específico), não mostrou nenhuma marcação, sendo negativo para a constrição secundária, isto é, foi observada uma pobreza de bases AT nessa região (prancha 26, C).

A heterocromatina constitutiva mostrou-se, através da banda C, distribuída principalmente nas regiões centroméricas da maioria dos cromossomos, sendo também observada na constrição secundária; e em um par cromossômico foi evidenciada uma marcação intersticial (prancha 26, D).

#### *Crenicichla niederleinii*

Foram analisados três indivíduos de *Crenicichla niederleinii*, todos machos, que apresentaram fórmula cariotípica constituída por quatro cromossomos M, seis cromossomos SM e 38 cromossomos ST (prancha 27), e  $NF=58$  (Loureiro, 1999; Loureiro *et al.*, 2000).

A impregnação pelo nitrato de prata evidenciou a NOR no braço curto do maior par de cromossomos M, coincidindo com a região de constrição secundária, sendo observado, também, heteromorfismo de tamanho entre os cromossomos homólogos (prancha 28, A). O tratamento pela CMA<sub>3</sub> mostrou marcação nesta última região (prancha 28, B); pelo tratamento com DAPI não foi evidenciada nenhuma marcação brilhante, sendo inclusive negativo para a constrição secundária (prancha 28, C).

A heterocromatina constitutiva mostrou-se, através da banda C, distribuída na região centromérica da maioria dos cromossomos, sendo observado um bloco heterocromático na região de constrição secundária (prancha 28, D).

#### *Cichlasoma paranaense*

Foram analisados 19 indivíduos de *Cichlasoma paranaense* (oito machos e onze fêmeas), e todos apresentaram um cariótipo constituído por 20 cromossomos SM e 28 ST-A (prancha 29), e NF=68, sendo detectada uma constrição secundária no braço curto do menor cromossomo SM em espécimes do sexo feminino (Loureiro, 1999).

Em relação ao padrão da NOR, foi observado um polimorfismo interpopulacional entre os indivíduos do rio Taquara (trecho Guaravera–Londrina) e aqueles coletados nos outros pontos da bacia do rio Tibagi. Comentários sobre esse padrão serão feitos posteriormente.

A distribuição da heterocromatina constitutiva se mostrou em posição centromérica em todos os cromossomos, sendo observado um bloco heterocromático sobre a constrição secundária e, no tratamento com a enzima de restrição AluI, foi observado um padrão semelhante (prancha 30, A e B).

As três espécies analisadas apresentaram  $2n=48$  cromossomos, porém houve variação no NF de cada espécie: 54 para *Geophagus brasiliensis*, 58 para *Crenicichla niederleinii* e 68 para *Cichlasoma paranaense*.

Através de análises filogenéticas propostas por Stiassny (1991), pode-se dizer que os grupos que abrigam o gênero *Cichlasoma* são os mais derivados. Nos estudos realizados por Loureiro (1999), das três espécies analisadas da família Cichlidae, a que apresentou o cariótipo mais divergente foi *C. paranaense*, e a que menos divergiu em termos cariotípicos foi *G. brasiliensis*. Apesar do grau de conservação com relação ao número cromossômico, pode-se destacar que, em relação ao NF, as espécies apresentaram diferenças significativas.

Um único par cromossômico nucleolar foi encontrado, exceto para os indivíduos de *C. paranaense* coletados na região de Guaravera (comentários ao final), sendo evidenciada uma variação na localização e na posição da NOR entre os ciclídeos analisados.

Até o momento, são poucos os estudos realizados com fluorocromo em ciclídeos, e eles se referem a algumas espécies de valor comercial, como as tilápias. Na pesquisa de Loureiro (1999), os resultados com CMA<sub>3</sub> e DAPI nas espécies analisadas foram bastante semelhantes.

Pela técnica de banda C, a distribuição da heterocromatina constitutiva se mostrou muito conservativa, sendo centromérica na maioria dos cromossomos; a NOR foi banda C positiva. Essa associação entre heterocromatina e NOR pode ser de grande importância para alterações que possam surgir nesta última. Segundo Galetti Jr. *et al.* (1991), essa associação pode ter papel importante no controle genético dos genes situados na NOR.

Apesar de a família Cichlidae apresentar uma certa conservação em alguns aspectos citogenéticos, principalmente no número de cromossomos, foram levantadas informações sobre variações encontradas nos cariótipos das espécies analisadas. Por se tratar de espécies de habitat exclusivamente dulceaquícola, ambiente considerado por Brum & Galetti Jr. (1997) e por Klinkhardt (1998) cariotipicamente menos estável, pode ser prematuro caracterizar a família Cichlidae como cromossomicamente conservativa, uma vez que apenas 10% de suas espécies foram analisadas citogeneticamente.

## POLIMORFISMOS E SUAS RELAÇÕES COMA QUALIDADE AMBIENTAL

### Os Rearranjos Cromossômicos

Segundo Guerra (1988), as variações cariotípicas podem ocorrer entre diferentes células de um mesmo indivíduo, entre indivíduos diferentes de uma mesma população ou entre populações diferentes de uma mesma espécie. Essas variações podem estar relacionadas tanto com o número quanto com a estrutura dos cromossomos. Assim, as alterações cromossômicas podem ser classificadas em: a) numéricas: implicam na alteração da quantidade de cromossomos, o que pode ocorrer por haploidias, poliploidias, aneuploidias, disploidias, fusões-fissões cêntricas, agmatoploidias e pela presença de cromossomos B; b) estruturais: afetam a morfologia cromossômica, podendo mudar a posição de alguns marcadores cromossômicos, como centrômero, constrição secundária, diversos tipos de banda, etc., e podem ser ocasionadas por deleções, duplicações, inversões (pericêntricas ou paracêntricas), transposições, translocações (simples, recíprocas) e isocromossomos.

Em geral, essas alterações podem ocorrer por ação de agentes mutagênicos ou mesmo por condições de desequilíbrio na fisiologia normal da célula (tumores, infecções, erro meiótico, etc.). Os rearranjos dificilmente irão incidir concomitantemente nos homólogos e, provavelmente, eles serão introduzidos nas populações naturais em heterozigose (John, 1980).

As alterações estruturais ocorrem, na maioria das vezes, em segmentos cromossômicos relativamente grandes, podendo, nesses casos, ser visualizadas ao microscópio óptico. Geralmente são melhor toleradas pelo organismo do que as variações numéricas. A identificação citológica das variações cromossômicas pode ser feita tanto em cromossomos gigantes (padrão de faixas e padrão de alças) como em cromossomos metafásicos normais (quantidade, tamanho, posição do centrômero e determinação do tamanho e da posição das bandas) e cromossomos meióticos (paquíteno e metáfase I analisando o pareamento entre os homólogos).

Algumas variações cromossômicas podem ser vantajosas, assim como outras podem ser desvantajosas ou neutras. As alterações desvantajosas são rapidamente eliminadas das populações, enquanto as vantajosas ou neutras podem ser transmitidas aos descendentes e, dessa forma, contribuir para a ocorrência de variação cariotípica na espécie, denominada polimorfismo cromossômico.

Ainda segundo Guerra (1988), o polimorfismo cromossômico pode ter ao menos três efeitos importantes: a) alterar o conjunto gênico em expressão no organismo, devido ao efeito de posição, que pode ser causado por deleção, duplicação, inversão, transposição e translocação; b) alterar a frequência de recombinação gênica, formando novos grupos de ligação, devido a translocações, fusões-fissões cêntricas e agmatoploidias; ou bloquear a recombinação gênica, por inversão ou transposição; c) reduzir, ou mesmo impedir, o livre fluxo gênico dentro de uma população, promovendo o isolamento reprodutivo por poliploidia, disploidias, aneuploidias, translocações, transposições e inversões, transformando, assim, uma população em subpopulações, e contribuindo para o processo de especiação.

Em quase todas as populações naturais é possível encontrar polimorfismo cromossômico (White, 1973). Assim, seu estudo tem sido bastante intenso, principalmente em alguns grupos de animais (por exemplo, insetos e mamíferos).

Dois tipos de rearranjo têm desempenhado um importante papel na evolução cariotípica de diversos grupos, ou seja, as fusões-fissões cêntricas e as inversões. No primeiro caso, dois cromossomos de um braço podem reunir-se, no centrômero, originando um cromossomo de dois braços (fusão cêntrica) ou, inversamente, um cromossomo de dois braços pode originar outros dois com um único braço, por segmentação também no centrômero (fissão cêntrica). É óbvio que, a partir desses mecanismos, o número cromossômico pode diminuir ou aumentar ao longo de um processo evolutivo, ao mesmo tempo que ocorrem modificações na morfologia cromossômica. Esses tipos de rearranjo são conhecidos como "robertsonianos", em homenagem a W.R.B. Robertson, que evidenciou pela primeira vez casos de fusões cêntricas, em 1916. A fusão cêntrica é também

considerada um tipo especial de translocação, e geralmente é chamada de translocação robertsoniana.

Na transferência de braços inteiros, ou seja, na translocação do tipo robertsoniana, pode-se supor uma origem por fusão de centrômeros fraturados, por fraturas no braço curto ou no braço longo de cromossomos do tipo A e por fusões dessas partes fracionadas, que dão origem a cromossomos monocêntricos, dicêntricos ou acêntricos (prancha 31), este último normalmente sendo eliminado (Therman & Susman, 1996). O tipo de cromossomo recém-formado dependerá do tamanho dos acrocêntricos envolvidos, podendo ser do tipo M, se os cromossomos do tipo A originais forem do mesmo tamanho, ou do tipo SM, se forem de tamanhos diferentes.

Redi *et al.* (1990) propuseram uma hipótese para a forma como as fusões robertsonianas poderiam ocorrer molecularmente, com base no genoma do camundongo doméstico, que apresenta 40 cromossomos do tipo A, com DNA satélite na região pericentromérica. O modelo baseia-se em propriedades físico-químicas do DNA (pareamento de bases), em eventos estocásticos envolvendo dois cromossomos e em características genômicas (grau de homologia do DNA satélite). Particularmente importante seria o grau de homologia do DNA satélite, uma vez que, quanto maior o grau de homologia, maior a possibilidade do rearranjo robertsoniano ocorrer. Assim, em condições espaciais adequadas (prancha 32), filamentos de DNA localizados nas regiões teloméricas de diferentes cromossomos poderiam, ocasionalmente, apresentar um pareamento de bases. Uma seqüência de DNA num filamento parental 5' poderia parear com uma seqüência homóloga num filamento parental 3' de outro cromossomo, originando um DNA dupla hélice com estrutura *standard*. Dessa forma, os dois cromossomos poderiam fundir-se através do pareamento de bases de seqüências homólogas do DNA telomérico. O DNA "hetero-duplex" seria então cortado, e os filamentos reagrupados por ação enzimática. O cromossomo robertsoniano resultante manteria, assim, a polaridade da heterocromatina pericentromérica. Esse modelo, embora teórico, mostra-se bastante razoável como explicação das fusões cêntricas em nível molecular.

Quanto às inversões, elas podem ser classificadas em dois tipos: a) inversões simples: quando envolvem segmentos do mesmo braço, sem ter relação com o centrômero, são denominadas de paracêntricas; quando o centrômero está incluído no segmento invertido, são denominadas de pericêntricas. Estas últimas são mais facilmente detectáveis, porque estão relacionadas à mudança do tipo cromossômico, geralmente sem que haja alteração do  $2n$  mas envolvendo, quase sempre, alteração do NF; as inversões paracêntricas podem ser detectadas na meiose, devido, principalmente, às pontes anafásicas; b) inversões complexas: quando se invertem

simultaneamente vários segmentos de um mesmo cromossomo.

Tanto as inversões simples quanto as complexas são rearranjos que impedem a recombinação gênica.

### Populações Polimórficas

O desenvolvimento de populações polimórficas é importante tanto para a população como para o indivíduo, porque, em ambientes heterogêneos, uma população uniforme só pode explorar eficientemente um dos nichos ecológicos, enquanto que a população polimórfica poderá utilizar muitos habitats, explorando melhor o ambiente de que dispõe (Ford, 1980). Os indivíduos portadores de rearranjos cromossômicos podem ser homozigotos ou heterozigotos, para o tipo estrutural do cromossomo. Quando os diferentes tipos de indivíduos homozigotos e heterozigotos se mantêm em proporções fixas na população, dizemos que se trata de um polimorfismo cromossômico equilibrado, o qual é devido, principalmente, ao maior valor adaptativo dos heterozigotos.

Carson (1955 *apud* Lacadena, 1976) postulou uma lei sobre a distribuição geográfica dos polimorfismos cromossômicos: os valores máximos de polimorfismo se encontram nos centros das áreas de distribuição, como uma resposta adaptativa à condição ambiental ótima para a espécie; e as áreas marginais de distribuição, por apresentarem condições desfavoráveis, precisam de uma maior variabilidade genética, obtida através da recombinação gênica, e, conseqüentemente, apresentam um polimorfismo cromossômico reduzido ou nulo.

Os polimorfismos cromossômicos, ou heteromorfismos, geralmente não causam nenhum efeito no fenótipo, sendo detectados apenas citogeneticamente. Vários exemplos encontrados na natureza apresentam polimorfismo cromossômico tanto estruturalmente como numericamente.

Koguissi (1995) analisou 36 exemplares (25 machos e 11 fêmeas) de *Astyanax fasciatus* coletados no ribeirão Três Bocas, em Londrina. Todos os exemplares apresentaram  $2n=46$  cromossomos; entretanto, foi observada uma variação na estrutura cromossômica, sendo caracterizados cinco diferentes citótipos: citótipo A, com 26 cromossomos M-SM e 20 ST-A; citótipo B, com 27 cromossomos M-SM e 19 ST-A; citótipo C, com 28 cromossomos M-SM e 18 ST-A; citótipo D, com 30 cromossomos M-SM e 16 ST-A; e citótipo E, com 34 cromossomos M-SM e 12 ST-A (prancha 33). O citótipo D foi o mais freqüente (41,7%), seguido dos citótipos A (25%), E (16,7%), B e C (ambos com 8,3% de freqüência).

Os cromossomos portadores de NOR mostraram uma variação numérica de um a dez, tanto intra como interindividualmente (prancha 34), sendo dois a quatro

cromossomos marcados os mais freqüentes, tanto em machos como em fêmeas.

Regiões mais conspícuas de heterocromatina constitutiva localizavam-se preferencialmente na região telomérica dos cromossomos, mas a quantidade e a posição desses blocos heterocromáticos variaram conforme o citótipo do indivíduo, caracterizando, dessa forma, os citótipos A, B, C e D (prancha 35).

A espécie *Astyanax fasciatus* foi estudada por Scheel (1972) e por Heras (1998), entre outros autores. Eles analisaram exemplares de diferentes bacias hidrográficas, constatando uma grande diversidade cromossômica, com diferentes números diplóides, que variaram de 46 a 50, além de diferenças quanto à morfologia cromossômica. Daniel-Silva (1996) e Heras (1998) estudaram indivíduos provenientes do rio Mogi-Guaçu (SP), coletados abaixo da barragem desse rio, em condições bastante semelhantes às condições do ribeirão Três Bocas. No rio Mogi-Guaçu, *Astyanax fasciatus* apresentou número diplóide variando de 45 a 48, enquanto que no ribeirão Três Bocas apresentou cinco citótipos com o mesmo número diplóide, mas estruturalmente diferentes. Em ambos os casos, os rearranjos cromossômicos dos tipos fusão-fissão cêntrica e inversão pericêntrica, além de cruzamentos posteriores, podem explicar essas variações.

Espécimes de *Astyanax altiparanae* coletados no ribeirão Três Bocas, estudados por Takahashi (1995), apresentaram  $2n=50$  cromossomos. Foram observados três citótipos diferentes, devido à variação na quantidade de cromossomos M, SM, ST e do tipo A.

O citótipo A apresentou 12 cromossomos M, 28 SM, dois ST e oito do tipo A, e  $NF=90$ ; o citótipo B apresentou seis cromossomos M, 22 SM, 16 ST e seis do tipo A, e  $NF=78$ ; e o citótipo C apresentou 18 cromossomos M, 16 SM, oito ST e quatro do tipo A, e  $NF=84$  (prancha 36). Dentre eles, o mais freqüente foi o citótipo B, com 71,43%, seguido pelo citótipo C, com 21,43%; o citótipo A ocorreu somente em 7,14%.

Quanto à NOR, foram observados de um a seis cromossomos marcados pelo nitrato de prata, com variação tanto intra quanto interindividual, sendo mais freqüente dois cromossomos nucleolares em ambos os sexos (prancha 37).

Morelli (1981) e Paganelli (1990), estudando outras populações de *Astyanax altiparanae*, encontraram um citótipo semelhante ao tipo B, e não observaram nenhuma variação estrutural, como a detectada na população do ribeirão Três Bocas. A variação estrutural observada é bastante distinta, não apresentando alteração do número diplóide, mas o  $NF$  foi bem diferentes (90, 78 e 84), o que permite propor a hipótese da existência de um polimorfismo cromossômico intrapopulacional de natureza estrutural, devido principalmente a rearranjos do tipo inversão pericêntrica.

Em peixes, vários casos de polimorfismo cromossômico estrutural (provavelmente devido à ocorrência

de inversões pericêntricas) têm sido relatados, como em *Salmo trutta* (Hartley & Horne, 1984), *Hoplerythrinus unitaeniatus* (Giuliano-Caetano & Bertollo, 1988), *Pimelodus maculatus* e *Pimelodus* sp. (Dias & Foresti, 1993).

Espécies de *Astyanax* estudadas até o momento na bacia do rio Tibagi evidenciaram a ocorrência de cinco diferentes citótipos em *Astyanax fasciatus* com mesmo número diplóide mas variando o NF; e três citótipos em *Astyanax altiparanae* com variação no NF, o que permite inferir que a ocorrência de inversões pericêntricas estariam causando mudanças na morfologia dos cromossomos.

Em *Astyanax fasciatus*, uma das possíveis origens dos diferentes citótipos observados poderia ser o citótipo D, que é o mais freqüente (41,7%) na população. No entanto, o fato de ser o mais freqüente pode refletir uma possível vantagem adaptativa para o mesmo. Por outro lado, admitindo-se que os diferentes citótipos possam formar gametas viáveis, cruzamentos entre eles seriam outras prováveis fontes de origem do polimorfismo detectado. Assim, cruzamentos entre os citótipos A e D poderiam originar o citótipo C, por exemplo. Para *Astyanax altiparanae*, pode-se propor que o cariótipo ancestral que sofreu inicialmente a inversão pericêntrica deve ter sido o citótipo B, por ser o mais freqüente nessa população e o mais semelhante aos cariótipos observados em outras populações dessa espécie.

Embora as evidências obtidas sugiram mecanismos de inversão pericêntrica, com a metodologia empregada esses rearranjos não puderam ser diretamente identificados.

A variabilidade intra e interindividual quanto à posição e à quantidade da NOR é comum no gênero *Astyanax*, já tendo sido observada em *A. altiparanae*, *A. fasciatus* e *A. schubarti*, por Morelli (1981), e em *A. scabripinnis* e *A. fasciatus*, por Moreira Filho (1989) e Paganelli (1990), respectivamente, podendo ser devida a processos de regulação gênica. Contudo, é interessante ressaltar que entre os *Astyanax* também são encontrados exemplo de NOR simples, como em *A. scabripinnis* (Ferro & Bertollo, 1996), o que demonstra a diversidade nesse gênero quanto à NOR.

Segundo Morelli *et al.* (1983), os *Astyanax* constituem um grupo de peixes onde a evolução cariotípica tem ocorrido de maneira não-conservativa. A variabilidade cariotípica observada em *A. fasciatus* e *A. altiparanae*, coletados no ribeirão Três Bocas, vem reforçar o papel dos rearranjos cromossômicos na evolução cariotípica desse gênero.

A análise citogenética de dez indivíduos de *Rineloricaria latirostris* capturados no ribeirão Três Bocas, analisados por Giuliano-Caetano (1998), revelou a existência de cinco números diplóides diferentes:  $2n=43$ ;  $2n=44$ ;  $2n=46$ ;  $2n=47$ ; e  $2n=48$ .

O citótipo de  $2n=43$  cromossomos apresentou 17 cromossomos M-SM e 26 ST-A; o de  $2n=44$  cromossomos apresentou 16 cromossomos M-SM e 28 ST-A; o de  $2n=46$  cromossomos apresentou 14 cromossomos M-SM e 32 ST-A; o de  $2n=47$  cromossomos apresentou 13 cromossomos M-SM e 34 ST-A; e o de  $2n=48$  cromossomos apresentou 12 cromossomos M-SM e 36 ST-A (prancha 38). Todos os citótipos apresentaram  $NF=60$ .

Quanto ao padrão de banda C, todos os cromossomos apresentaram heterocromatina constitutiva preferencialmente na região pericentromérica e no terceiro par do grupo M-SM, coincidente com o par organizador de nucléolo, apresentando o mesmo heteromorfismo descrito (prancha 39, A-F).

Os exemplares de *Rineloricaria latirostris* coletados apresentaram dois cromossomos marcados pela prata, correspondendo ao terceiro par do grupo M-SM, em região intersticial, sendo coincidente com a presença da constrição secundária, bem visível quando os cromossomos encontravam-se corados com Giemsa. Essa região é mais freqüentemente observada na forma heteromórfica, e tem aproximadamente o dobro da região do cromossomo homólogo, mas também foram observadas regiões de mesmo tamanho; e um dos homólogos apresentou uma região de tamanho grande e, o outro, apresentou região pontual (prancha 39, E).

As metáfases coradas com  $CMA_3$  revelaram que apenas o terceiro par do grupo M-SM apresentou uma região brilhante em posição intersticial (prancha 39, C e F), coincidindo com o observado quando foi utilizado o nitrato de prata. Os casos de variação intraindividual, quanto ao tamanho das NORs, também foram observados com esse fluorocromo (prancha 39, F), havendo uma total correspondência dos resultados obtidos com o nitrato de prata com aqueles obtidos com a  $CMA_3$ . Quando se utilizou DAPI, foi possível observar que as regiões pericentroméricas apresentaram-se levemente brilhantes (DAPI<sup>+</sup>), enquanto que os cromossomos portadores da NOR apresentam-se DAPI<sup>-</sup> (prancha 39, D e F).

Exemplos de variação cromossômica numérica em peixes já são conhecidos há algum tempo, sendo o trabalho de Roberts (1964) um dos mais antigos. Esse autor encontrou um polimorfismo cromossômico em *Lepomis cyanellus* (Centrarchidae), onde havia exemplares com  $2n=48$  cromossomos, com todos os cromossomos do tipo A, e exemplares com  $2n=46$  cromossomos, apresentando um par M e os demais cromossomos do tipo A. Essa variação foi interpretada como sendo resultante da translocação do tipo robertsoniana. Beçak *et al.* (1966), estudando essa mesma espécie, encontraram indivíduos com  $2n=46$ ,  $2n=47$  e  $2n=48$  cromossomos, onde o valor intermediário corresponde à forma heterozigota para a translocação. Mais recentemente, uma outra espécie desse gênero, *Lepomis symmetricus*, foi

analisada por Thompson (1991), e o autor encontrou indivíduos com  $2n=38$  a 43 cromossomos e  $NF=48$ .

Os estudos citogenéticos têm evidenciado que, entre os peixes, os salmonídeos apresentam um polimorfismo numérico bastante acentuado. Esse grupo foi estudado inicialmente por Ohno *et al.* (1965), que analisaram *Salmo irideus* (truta-arco-íris) e encontraram indivíduos com  $2n=58$  a 65 cromossomos, e  $NF=104$ , caracterizando uma variação numérica por translocação do tipo robertsoniana. Essa variação pode ocorrer não só entre diferentes indivíduos, mas também entre diferentes tecidos de um mesmo organismo. Além de *Salmo irideus*, outras espécies de salmonídeos têm apresentado variações devidas a rearranjos robertsonianos, como *Salmo salar*, com  $2n=56$  a 58 cromossomos e  $NF=74$  (Roberts, 1968; Hartley & Horne 1984), *Salmo aguabonita*, com  $2n=55$  a 60 cromossomos e  $NF=104$  (Gold & Gall, 1975) e *Salmo gairdneri*, com  $2n=58$  a 63 cromossomos e  $NF=104$  (Thorgaard, 1976; Hartley & Horne, 1982). Um outro gênero de salmonídeo, *Oncorhynchus*, estudado por Hartley & Horne (1984) e Phillips & Kapuscinski, (1987), apresentou espécies com  $2n=52, 54, 57, 58, 60, 66$  e 74 cromossomos, e  $NF=100, 102$  e 104, variação que também é devida a rearranjos robertsonianos. Outro gênero, *Salvelinus*, analisado por Hartley & Horne (1984), apresentou  $2n=80, 82$  e 84 cromossomos, e  $NF=98$  e 100.

Com base nesses dados, esses autores propõem que o ancestral dos salmonídeos deve ser de natureza tetraplóide, ocorrendo uma tendência à diploidização ao longo do processo evolutivo do grupo. No gênero *Salmo*, inversões e fusões teriam conduzido a um cariótipo típico de  $2n=60$  cromossomos. Para *Salvelinus*, o cariótipo típico seria  $2n=80$  cromossomos, e para *Oncorhynchus*, um cariótipo com 104 braços. A variação intra-individual observada nas espécies do gênero *Salmo* indica que o processo de diploidização ainda não se completou nesse gênero (Hartley & Horne, 1984). Oliveira *et al.* (1995) analisaram o processo meiótico (complexo sinaptonêmico) em machos triploides de *Oncorhynchus mykiss*, obtendo dados interessantes sobre o comportamento cromossômico nessa espécie. Assim, multivalentes derivados de sinapses envolvendo mais de dois elementos laterais são eliminados antes do final do paquíteno, de tal forma que apenas bivalentes são mantidos ao longo do processo meiótico.

Entre os peixes neotropicais, alguns exemplos de variações cromossômicas numéricas devidas a rearranjos robertsonianos também podem ser assinalados. Em espécimes do gênero *Eigenmannia* (Sternopygidae) foram observados números diplóides 31 e 32, ambos com  $NF=44$ , além de um indivíduo triploide com  $3n=46$  cromossomos (Almeida-Toledo *et al.*, 1985), sendo que o exemplar com  $2n=31$  cromossomos apresentava uma translocação envolvendo dois cromossomos do tipo A (pares 11 e 15), formando um cromossomo SM.

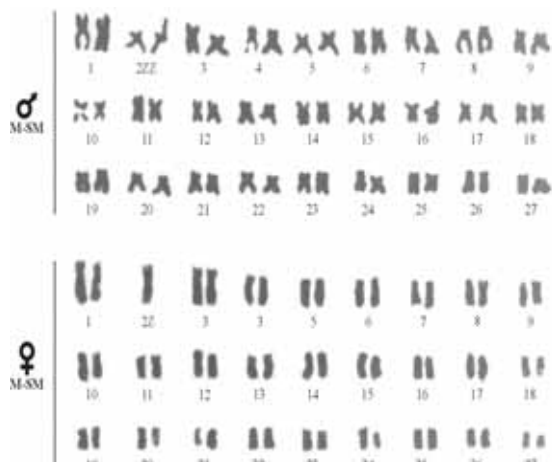
A população de *Hoplerythrinus uniataeniatus* (Erythrinidae) do rio Miranda (MS) apresentou  $2n=48$  cromossomos, e  $NF=96$ , enquanto que indivíduos do Vale do Rio Doce (MG) apresentaram  $2n=52$  cromossomos, e  $NF=96$ , sugerindo que essa variação numérica seria devida a rearranjos do tipo fissão-fusão. Por outro lado, espécimes da região de Manaus (AM) mostraram número diplóide igual a 48, e  $NF=94, 95$  e 96, devido a inversões pericêntricas (Giuliano-Caetano, 1986; Giuliano-Caetano & Bertollo, 1988).

Daniel-Silva (1996) observou, em *Astyanax fasciatus* do rio Mogi-Guaçu, exemplares com  $2n=45, 46$  e 47 cromossomos, com  $NF=87, 88$  e 90, respectivamente. O exemplar com  $2n=45$  cromossomos teve origem a partir de um evento de translocação entre um cromossomo SM e um cromossomo do tipo A, originando um cromossomo M grande, com conseqüente diminuição do número diplóide de 46 para 45. Heras (1998), analisando a mesma espécie, também no rio Mogi-Guaçu, encontrou espécimes com  $2n=46, 47$  e 48 cromossomos. Além da variação numérica, os indivíduos com  $2n=46$  cromossomos mostraram fórmulas cariotípicas distintas, uma com  $NF=85$  e uma com  $NF=87$ , provavelmente em razão de inversão pericêntrica ou de translocação. Por sua vez, os indivíduos com  $2n=47$  e 48 cromossomos apresentaram  $NF=88$ , com evidências de que  $2n=47$  cromossomos seja resultante de uma fusão cêntrica entre dois cromossomos do tipo A a partir do cariótipo com  $2n=48$  cromossomos.

Como pode ser destacado em vários dos exemplos citados, enquanto ocorrem variações no número diplóide, o número de braços (ou  $NF$ ) permanece constante, fato que caracteriza as translocações robertsonianas. Dessa forma, pode-se considerar que as variações numéricas observadas na população de *Rineloricaria latirostris*, mantendo um  $NF$  constante ( $= 60$ ), com uma relação direta entre a diminuição do número diplóide e o aumento da quantidade de cromossomos do tipo M-SM, e a conseqüente diminuição do número de cromossomos do tipo ST-A (fig. 1), representam um polimorfismo estável nessas populações em razão de translocações robertsonianas.

Segundo John (1980), as translocações podem fluir numa população em estado polimórfico, mas também podem se tornar fixas. Ainda segundo o autor, os rearranjos dificilmente incidem concomitantemente nos homólogos, sendo introduzidos nas populações naturais em heterozigose, podendo, através de cruzamentos, ocorrer a formação de descendentes homozigotos.

Conforme destacado por White (1977:174), os heterozigotos para rearranjos robertsonianos “apresentam na meiose, trivalentes constituídos de um metacêntrico em sinapse como dois acrocêntricos que são homólogos de seus dois braços. É evidente que tais sistemas somente funcionam satisfatoriamente se a orientação dos trivalentes, no fuso da primeira divisão meiótica, for



**Figura 1.** Quantidade de cromossomos do tipo meta-submetacêntrico (M-SM) em relação à quantidade de cromossomos do tipo acrocêntrico (A) e ao número fundamental (NF), em *Rineloricaria latirostris*.

altamente canalizada e extremamente regular, de modo que, na anáfase, os acrocêntricos sempre se dirijam para um pólo e o metacêntrico para o oposto. Esses casos têm sido interpretados, em geral, como decorrentes de fusões cêntricas que ‘flutuam’ na população, mas há a possibilidade de que alguns deles resultem de dissociações e que o número menor de cromossomos seja o ancestral”.

Existem alguns estudos abordando a formação de gametas em animais que apresentam rearranjos robertsonianos. Searle (1986), por exemplo, estudou o roedor *Sorex araneus*, analisando machos com translocação robertsoniana em heterozigose e homozigose, observando configurações cromossômicas regulares em meiose I. Somente 1 a 2% das células eram incompletas, com presença de univalentes. A presença de apenas um quiasma por braço cromossômico provavelmente facilita a correta disjunção da cadeia de trivalentes no heterozigoto. Em anáfase I, a não-disjunção foi estimada em 1% para os heterozigotos individuais, e em 0,7% para as combinações de braços heterozigotas.

Quanto às inversões pericêntricas, elas têm papel importante na variância genética e na adaptação causada pela segregação de muitos genes, de tal forma que novas inversões são desfavoráveis para os heterozigotos, devido à formação de gametas aneuplóides. Por outro lado, uma pequena proporção dessas inversões é favorável, por impedir a recombinação gênica e manter íntegra a seqüência de genes que possa ser importante para a espécie. Quanto à fixação desses rearranjos, é provável que em populações pequenas ela ocorra por oscilação genética ao acaso, enquanto que, em populações grandes estáveis, a maioria das inversões fixadas deve ser vantajosa tanto para o homozigoto quanto para o heterozigoto.

Segundo Dobzhansky (1973), a quantidade de polimorfismo cromossômico está relacionada com a heterogeneidade ambiental. Dessa forma, os estudos realizados no ribeirão Três Bocas mostraram que o ambiente é propício para que as espécies *Astyanax fasciatus*, *Astya-*

*nax altiparanae* e *Rineloricaria latirostris* apresentem polimorfismo cromossômico, sendo que as duas primeiras apresentaram polimorfismo cromossômico em nível estrutural, devido principalmente a rearranjos cromossômicos do tipo inversões pericêntricas, porque o número diplóide manteve-se constante mas a quantidade de cromossomos com dois braços (M-SM) foi inversamente proporcional à quantidade de cromossomos com um braço (ST-A) e com número fundamental variável.

Quanto a *Rineloricaria latirostris*, o número diplóide não se mostrou constante e a quantidade de cromossomos M-SM e ST-A foi inversamente proporcional, mas o número fundamental manteve-se constante, caracterizando polimorfismo cromossômico devido à fusão cêntrica.

Isso sugere que o ambiente do ribeirão Três Bocas é bastante heterogêneo e deve possibilitar que dois rearranjos cromossômicos (no caso, as translocações robertsonianas e as inversões pericêntricas) se fixem, não existindo nenhum comprometimento no fluxo gênico entre os indivíduos.

## EXPRESSÃO GÊNICA E QUALIDADE AMBIENTAL

Em *Cichlasoma paranaense* foram evidenciados dois padrões de NOR: um padrão para os espécimes coletados no rio Taquara (região de Guaravera) e um para aqueles coletados em outros pontos distribuídos ao longo da bacia do rio Tibagi. Estes últimos são portadores de um único par cromossômico nucleolar, sendo que o sítio de cístrons ribossômicos foi detectado no braço curto, provavelmente do segundo par do complemento, do tipo SM (prancha 40, A).

Os indivíduos dessa espécie coletados na região de Guaravera apresentaram padrão de NOR muito diferente, sendo detectadas NORs múltiplas através da impregnação pelo nitrato de prata. Para esses espécimes foi observado mais de um par de cromossomos portadores da NOR, variando de um a seis cromossomos nucleolares (prancha 40, B-E). Nos machos, pôde-se evidenciar a variação de um, dois, três, quatro e seis cromossomos nucleolares (prancha 41, A-D); nas fêmeas, de duas a cinco marcações (prancha 42, A-F). A NOR, nesses indivíduos, foi encontrada terminalmente, no braço curto e no braço longo, em cromossomos SM e do tipo A grandes e pequenos; e, também, com marcação intersticial no braço longo em um cromossomo do grupo ST-A. Houve, ainda, a detecção de um cromossomo SM com duas marcas, uma em posição terminal no braço curto, e outra, em posição intersticial, no braço longo. Essa grande variação intraespecífica ainda não havia sido detectada em espécies da família Cichlidae.

Através do tratamento com CMA<sub>3</sub>, foi observado o mesmo polimorfismo encontrado nas NORs através da

impregnação pelo nitrato de prata (prancha 43, A-E). A utilização de DAPI não mostrou resultados muito favoráveis, porém pôde ser observada uma fraca fluorescência na região de constrição secundária (prancha 43, F), sugerindo DAPI<sup>-</sup>, isto é, uma escassez de bases AT, como verificado nas demais espécies de ciclídeos analisadas por Loureiro (1999).

Segundo Galetti Jr. *et al.* (1995), alguns indivíduos apresentam variação na NOR, e como ela tem grande repetitividade, pode, com frequência, sofrer alterações pré e pós-zigóticas, em razão de *crossing-over* desigual, duplicações, transposições e inversões, entre outros rearranjos. Essas modificações podem ser importantes para aumentar a variabilidade nos peixes, sugerindo uma condição de plasticidade de seu genoma.

Segundo Bertollo (1996), a NOR é considerada um traço heterogêneo dos peixes, havendo famílias que se caracterizam por apresentar NOR múltipla, outras, NOR simples (um par), e, ainda, existem aquelas que misturam espécies com os dois padrões.

Os indivíduos de *C. paranaense* da região de Guaravera foram coletados na área de uma piscicultura: alguns deles na represa e outros dentro dos tanques de engorda, às margens do rio Taquara. Por ocasião das cheias, esse rio transborda e inunda a represa que abastece os tanques de engorda. O ambiente onde esses peixes se encontram é diferente daquele encontrado nos outros pontos de coleta da espécie no rio Tibagi. Como citado anteriormente, deve existir certo grau de plasticidade genômica, quer dizer, variabilidade, que dá condições de responder diferentemente às condições ambientais. Nesse ambiente, a maior quantidade de DNA ribossômico (DNAr), ou sua atividade, podem ser importantes para manter a espécie *C. paranaense*.

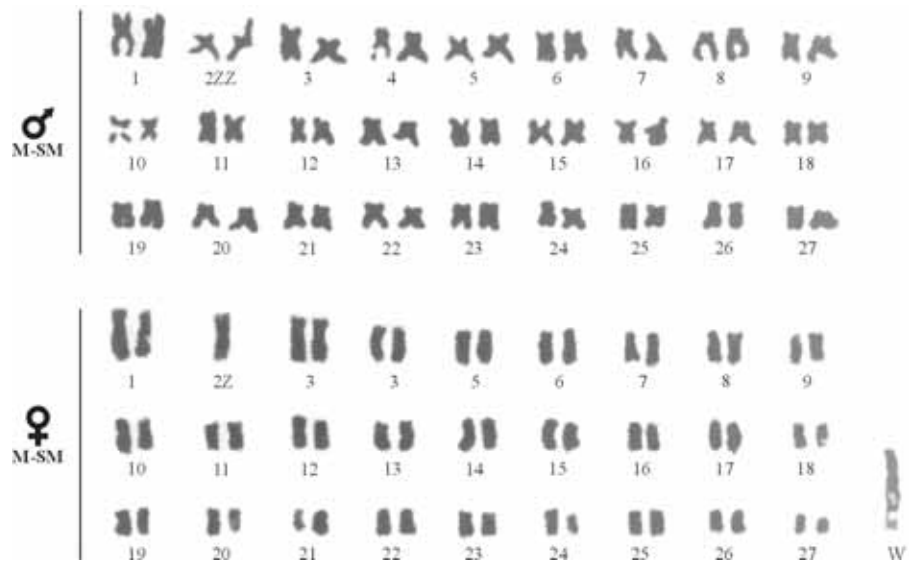
#### Referências Bibliográficas

- Almeida, F.S. de. 1998. Análise da variabilidade genética em Pimelodidae e Rhamdiidae (Pisces, Siluriformes) da bacia do rio Tibagi. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Almeida-Toledo, L.F.; Foresti, F. & Toledo Filho, S. de A. 1985. Spontaneous triploidy and NOR activities in *Eigenmannia* sp. (Pisces, Sternopygidae) from the Amazon Basin. *Genetica*, 66:85-88.
- Beçak, W.; Beçak, M.L. & Ohno, S. 1966. Intraindividual chromosomal polymorphism in green sunfish (*Lepomis cyanellus*) as evidence of somatic segregation. Reprint of *Cytogenetics*, 5: 313-320.
- Bertollo, L.A.C. 1996. The nucleolar organizer regions of Erythrinidae fish. An uncommon situation in the genus *Hoplias*. *Cytologia*, 61:75-81.
- Bertollo, L.A.C.; Takahashi, C.S. & Moreira Filho, O. 1979. Karyotypic studies of two allopatric populations of the genus *Hoplias* (Pisces, Erythrinidae). *Rev. Bras. Genet.*, II(2):17-37.
- Brum, M.J.I. & Galetti Jr., P.M. 1997. Teleostei ground plan karyotype. *J. Comp. Biol.*, 2:91-102.
- Chiari, L. 1999. Análise da variabilidade genética em espécies da família Anostomidae (Pisces, Characiformes) da bacia do rio Tibagi. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Daniel-Silva, M. de F.Z. 1996. Estudos citogenéticos comparativos em quatro espécies do gênero *Astyanax* (Pisces, Characidae). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Dias, A.L. & Foresti, F. 1993. Cytogenetic studies on fishes of the family Pimelodidae (Siluroidei). *Brazil. J. Genetics*, 16(3): 585-600.
- Dobzhansky, T. 1973. Genética do processo evolutivo. Ed. da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Feldberg, E. 1990. Estudos citogenéticos em 10 espécies da família Cichlidae (Pisces, Perciformes). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- Ferro, D.A.M. & Bertollo, L.A.C. 1996. Análises cariotípicas e dos cromossomos B em populações de *Astyanax scabripinnis* (Pisces, Characidae). Resumos do VI Simpósio de Citogenética Evolutiva e Aplicada de Peixes Neotropicais (São Carlos, SP). p.7.
- Ford, E.B. 1980. Genética e adaptação. Ed. da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Galetti Jr., P.M. & Foresti, F. 1986. Evolution of the ZZ/ZW system in *Leporinus* (Pisces, Anostomidae). *Cytogenet. Cell Genet.*, 43:43-46.
- Galetti Jr., P.M. & Foresti, F. 1987. Two cases of ZZ/ZW heterogamety in *Leporinus* (Anostomidae, Characiformes) and their relationships in the phylogeny of the group. *Brazil. J. Genetics*, 10:135-140.
- Galetti Jr., P.M.; Foresti, F.; Bertollo, L.A.C. & Moreira Filho, O. 1981. Heteromorphic sex chromosomes in three species of the genus *Leporinus* (Pisces, Anostomidae). *Cytogenet. Cell Genet.*, 29:138-142.
- Galetti Jr., P.M.; Mestriner, C.A.; Vênere, P.C. & Foresti, F. 1991. Heterochromatin and karyotype reorganization in fish of the family Anostomidae (Characiformes). *Cytogenet. Cell Genet.*, 56:116-121.
- Galetti Jr., P.M.; Lima, N.R.W. & Vênere, P.C. 1995. A monophyletic ZW, sex chromosome system in *Leporinus* (Anostomidae, Characiformes). *Cytologia*, 60:375-382.
- Giuliano-Caetano, L. 1986. Estudo citogenético em *Hoplerethrinus unitaeniatus* (Pisces-Erythrinidae) de diferentes bacias hidrográficas brasileiras. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- Giuliano-Caetano, L. 1998. Polimorfismo cromossômico robertsoniano em populações de *Rineloricaria latirostris* (Pisces, Loricariinae). Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- Giuliano-Cetano, L. & Bertollo, L.A.C. 1988. Karyotype variability in *Hoplerethrinus unitaeniatus* (Characiformes, Erythrinidae). I. Chromosome polymorphism in the rio Negro population (Manaus, state of Amazonas). *Rev. Bras. Genet.*, 11(2):299-306.
- Gold, J.R. & Gall, G.A.E. 1975. Chromosome cytology and polymorphism in the California High Sierra golden trout (*Salmo aguabonita*). *Can. J. Genet. Cytol.*, 17:41-53.
- Guerra, M. 1988. Introdução à citogenética geral. Guanabara, Rio de Janeiro.
- Hartley, S.E. & Horne, M.T. 1982. Chromosome polymorphism in the rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson). *Chromosoma*, 87:461-468.
- Hartley, S.E. & Horne, M.T. 1984. Chromosome relationships in the genus *Salmo*. *Chromosoma*, 90:229-237.
- Heras, M.P. 1998. Estudos citogenéticos em *Astyanax fasciatus* (Pisces, Characidae). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- John, B. 1980. Citogenética de populações. Ed. da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Klinkhardt, M.B. 1998. Some aspects of karyoevolution in fishes. *Animal Research and Development*, 47:7-36.
- Koguissi, N.A. 1995. Estudo citogenético da espécie *Astyanax* sp. provenientes do ribeirão Três Bocas – Londrina/PR. Mono-

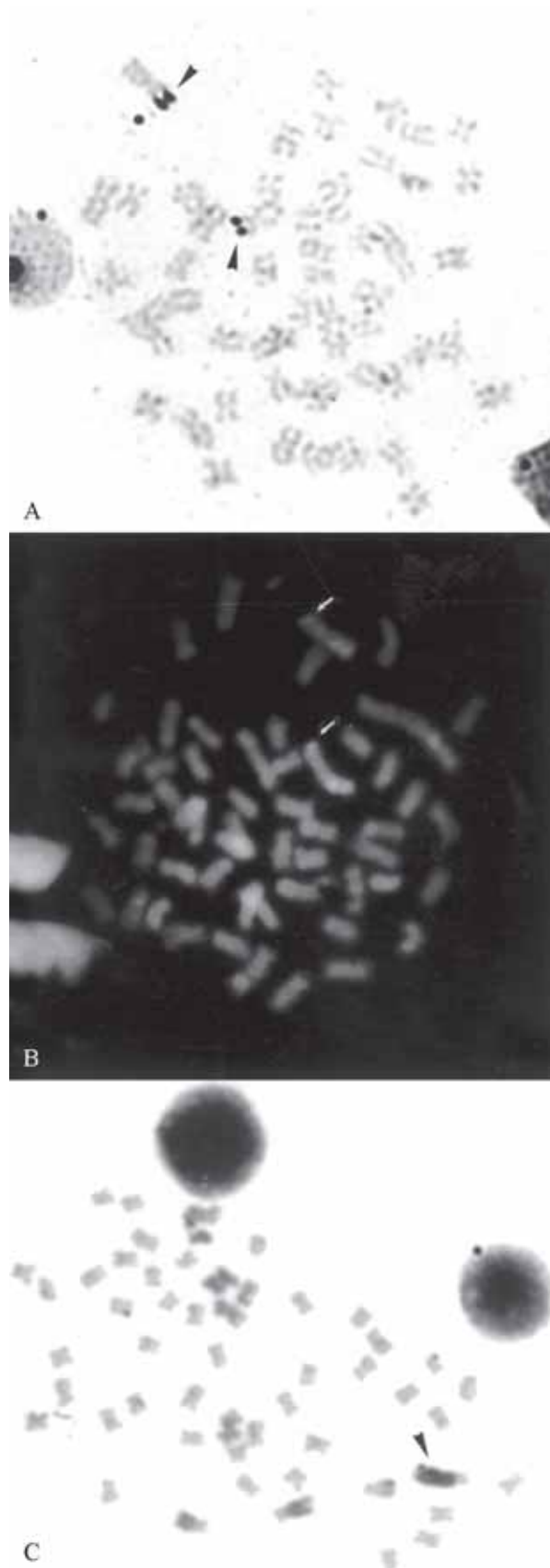


- grafia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Lacadena, R. 1976. Genética. 2ª ed. AGESA, Madrid.
- LeGrande, W.H. 1981. Chromosomal evolution in north american catfishes (Siluriformes: Ictaluridae) with particular emphasis on the madtoms, *Noturus*. Copeia, 1:33-52.
- Loureiro, M.A. 1999. Análise citogenética em quatro espécies da família Cichlidae (Pisces, Perciformes). Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Loureiro, M.A.; Giuliano-Caetano, L. & Dias, A.L. 2000. Cytogenetic characterization of two species of the genus *Crenicichla* (Pisces, Cichlidae). Cytologia, 65:57-63
- Lowe-McConnell, R.H. 1969. Speciation in tropical freshwater fishes. Biological Journal of the Linnean Society, 1:51-75.
- Maack, R. 1981. Geografia física do estado do Paraná. 2ª ed. J. Olympio/Secretaria da Cultura e do Esporte do Governo do Estado do Paraná. Rio de Janeiro/Curitiba.
- Martins, C. 1995. Caracterização citogenética na família Curimatidae (Pisces, Characiformes) coletados na bacia do rio Tibagi. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Mathey, R. 1949. Les chromosomes des vertébrés. Rouge, Lausanne.
- Mayr, E. 1970. Population, species and evolution. Harvard University Press, Cambridge, Mas.
- Moreira Filho, O. 1983. Estudos na família Parodontidae (Pisces, Cypriniformes) da bacia do rio Passa-Cinco-SP: aspectos citogenéticos e considerações correlatas. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- Moreira Filho, O. 1989. Análises cariotípicas e morfológicas sobre a diversidade no "complexo" *Astyanax scabripinnis* (Jenyns, 1842) (Pisces, Characidae). Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- Morelli, S. 1981. Aspectos citogenéticos do gênero *Astyanax* (Pisces, Characidae). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP.
- Morelli, S.; Bertollo, L.A.C. & Moreira Filho, O. 1983. Cytogenetic considerations on the genus *Astyanax* (Pisces, Characidae). II. Occurrence of natural triploidy. Caryologia, 36(3):245-250.
- Muntzing, A. 1974. Accessory chromosomes. Annual Review of Genetics, 8:243-266.
- Ohno, S.; Stenius, C.; Faisst, E. & Atkin, N.B. 1965. Post-zygotic chromosomal rearrangements in rainbow trout (*Salmo irideus*) Gibbons. Cytogenet. Cell Genet., 4:117-129.
- Oliveira, C. 1994. Citotaxonomia de peixes. Resumos do V Simpósio de Citogenética Evolutiva e Aplicada de Peixes Neotropicais (Botucatu, SP). pp.2-5.
- Oliveira, C. & Foresti, F. 1992. Occurrence of supernumerary microchromosomes in *Steindachnerina insculpta* (Pisces, Characiformes, Curimatidae). Cytobios, 42:183-6.
- Oliveira, C.; Foresti, F.; Rigolino, M.G. & Tabata, Y.A. 1995. Synaptonemal complex formation in spermatocytes of the autotriploid rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Pisces, Salmonidae). Hereditas, 123:215-220.
- Orimoto, A.M. 1997. Caracterização citogenética de seis espécies de peixes da família Anostomidae, da bacia do rio Tibagi. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Paganelli, H.H. 1990. Diversidade cromossômica no gênero *Astyanax*, com especial referência a *A. bimaculatus* (Linnaeus, 1958). Considerações citotaxonômicas e evolutivas. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- Pereira, M.A. 1999. Análises citogenéticas e de conteúdo de DNA nuclear em peixes da família Anostomidae. Dissertação de Mestrado, Universidade de Alfenas, Alfenas, MG.
- Phillips, K.B. & Kapuscinski, A.R.D. 1987. A robertsonian polymorphism in pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*). Involving the nucleolar organizer region. Cytogenet. Cell Genet., 44:148-152.
- Redi, C.A.; Garagna, S. & Capanna, E. 1990. Nature's experiment with a *in situ* hybridization? A hypothesis for the mechanism of Rb fusion. J. Evol. Biol., 3:133-137.
- Roberts, F.L. 1964. A chromosome study of twenty species of centrarchidae. J. Morph., 115:401-418.
- Roberts, F.L. 1968. Chromosomal polymorphism in North American landlocked *Salmo salar*. Can. J. Genet. Cytol., 10:863-875.
- Scheel, J.J. 1972. The chromosome of the third neon tetra. Tropical Fish Hobbyist, 20(11):60-65.
- Searle, J.B. 1986. Meiotic studies of robertsonian heterozygotes from natural populations of the common shrew, *Sorex araneus* L. Cytogenet. Cell Genet., 41:154-162.
- Stiassny, M.L.J. 1991. Phylogenetic intrarelationships of the family Cichlidae: an overview. In: Cichlid fishes: behaviour, ecology and evolution. M.H.A. Koenleyside (ed.). Chapman Hall, London.
- Swarça, A.C. 1998. Estudos citogenéticos em peixes das famílias Pimelodidae e Rhamdiidae da bacia do rio Tibagi. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Swarça, A.C.; Giuliano-Caetano, L. & Dias, A.L. 1999. Cytogenetic characterization through chromosomal banding of *Pirirampus pirinampu* (Pisces, Pimelodidae) from the Tibagi river basin PR/Brazil. Caryologia, 52(1-2):31-35.
- Takahashi, E.K. 1995. Análise citogenética de *Astyanax bimaculatus* coletados no ribeirão Três Bocas. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Teribele, R. & Dias, A.L. 1998. Análises cariotípicas em *Steindachnerina insculpta* e *Cyphocharax modesta* (Pisces, Curimatidae) da bacia do rio Tibagi-PR. VII Simpósio de Citogenética Evolutiva e Aplicada de Peixes Neotropicais (Londrina, PR). p.A42.
- Therman, E. & Susman, M. 1996. Cromosomas humanos: estrutura, comportamento y efectos: In: Translocaciones robertsonianas. 3ª ed. Rev. Bras. Genet., pp.293-325.
- Thompson, K.W. 1991. Cytotaxonomy of the bantam sunfish *Lepomis symmetricus* (Centrarchidae). I. Robertsonian variation in a population from the Yazoo river basin in Mississippi (USA). Caryologia, 44(2):109-114.
- Thorgaard, G.H. 1976. Robertsonian polymorphism and constitutive heterochromatin distribution in chromosomes of the rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Cytogenet. Cell Genet., 17:174-184.
- Toledo Filho, S.A.; Almeida-Toledo, L.F.; Foresti, F.; Galhardo, E. & Donola, E. 1992. Conservação genética de peixes em projetos de repovoamento de reservatórios. Cadernos de Ictiogenética. Edusp, São Paulo.
- Vênere, P.C. 1991. Citogenética comparativa de peixes da família Curimatidae (Characiformes). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- Vênere, P.C. & Galetti, P.M. 1985. Natural triploidy and chromosome B in the fish *Curimata modesta* (Curimatidae, Characiformes). Rev. Bras. Genet., 8:681-7.
- Vênere, P.C. & Galetti, P.M. 1989. Chromosome relationships of some neotropicals Characiformes of the family Curimatidae. Rev. Bras. Genet., 12:17-25.
- White, M.J.D. 1973. The evolution of sex determination. I. Simple systems. Animal cytology and evolution. The University Press, Cambridge. pp.573-626.
- White, M.J.D. 1977. Os cromossomos. Nacional/Ed. da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- White, M.J.D. 1978. Modes of speciation. W.H. Freeman and Company, San Francisco.
- White, M.J.D. 1982. Rectangularity, speciation and chromosome architecture. In: Mechanisms of speciation. C. barigozzi. A. R. Liss (ed.). New York.

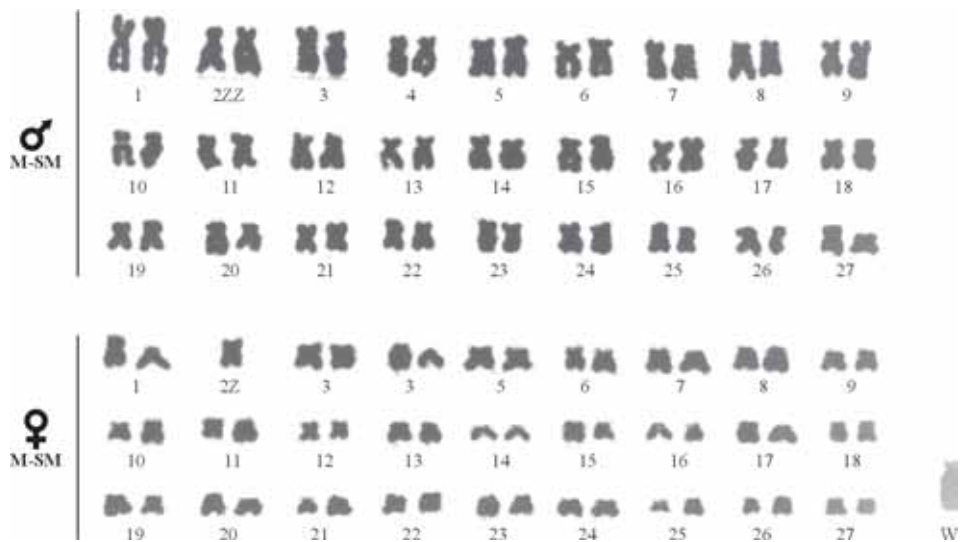
Anexo



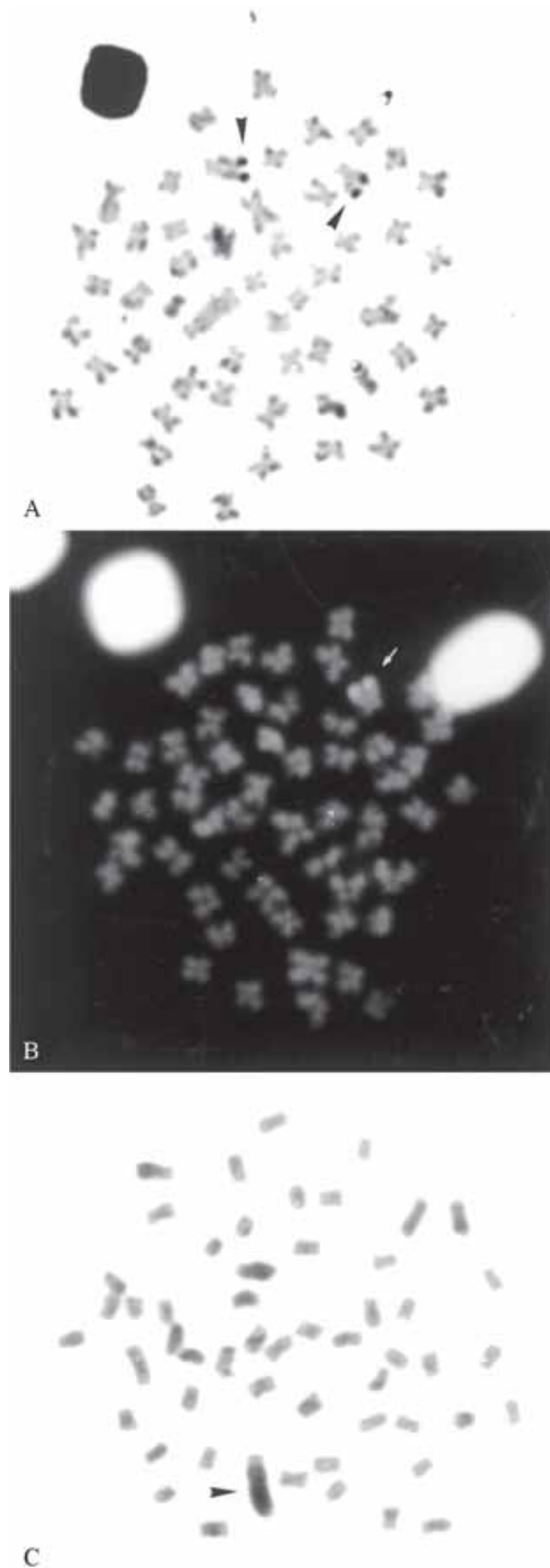
**Prancha 1.** Cariótipos (macho e fêmea) de *Leporinus obtusidens*. Presença de cromossomos sexual W nas fêmeas. (Foto: A.M. Orimoto)



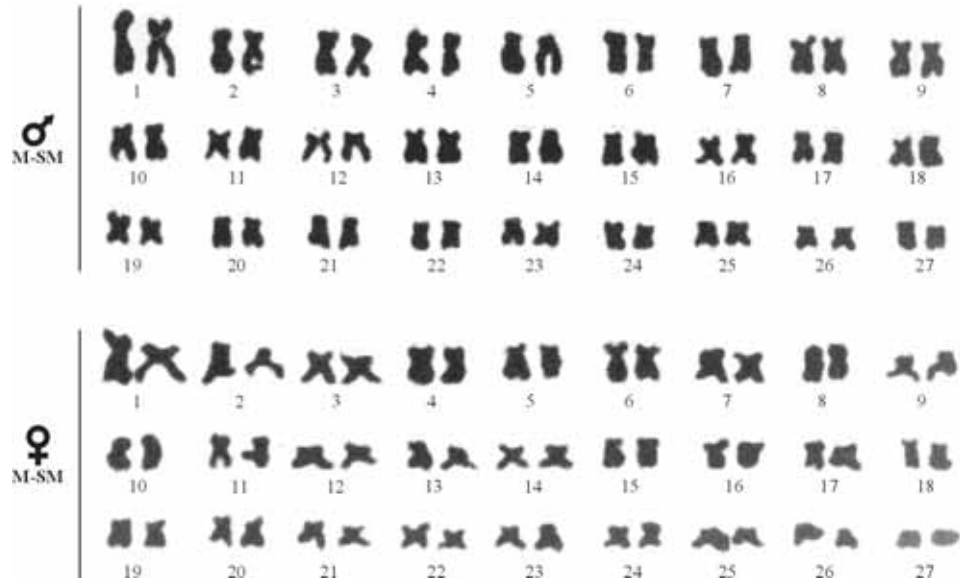
**Prancha 2.** Metáfases somáticas de *Leporinus obtusidens*: visualização da região organizadora de nucléolo (NOR) através da impregnação por nitrato de prata (A) e por tratamento com fluorocromo cromomicina (B); distribuição da heterocromatina constitutiva através da técnica de banda C (C). As setas evidenciam as regiões marcadas. (Fotos: A.M. Orimoto)



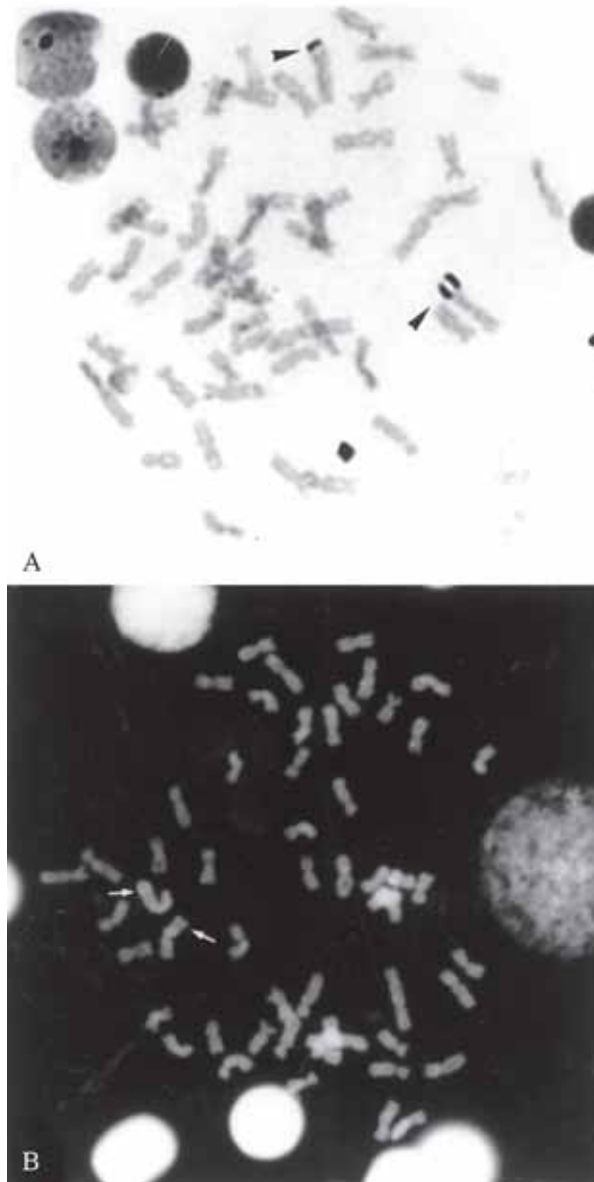
Prancha 3. Cariótipos (macho e fêmea) de *Leporinus elongatus*. Presença do cromossomo sexual W nas fêmeas. (Foto: A.M. Orimoto)



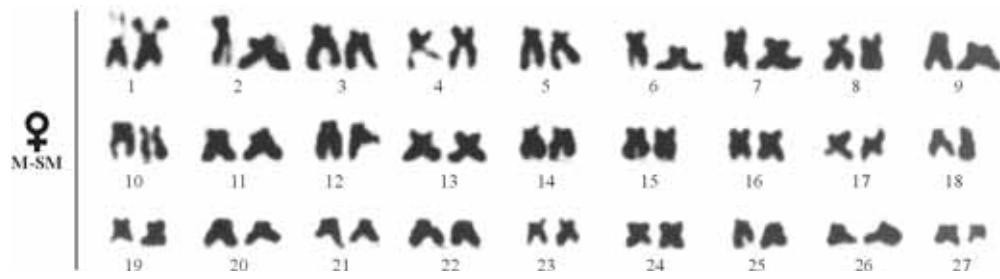
**Prancha 4.** Metáfases somáticas de *Leporinus elongatus*: visualização da região organizadora de nucléolo (NOR) através da impregnação por nitrato de prata (A) e por tratamento com fluorocromo cromomicina (B); distribuição da heterocromatina constitutiva através da técnica de banda C (C). As setas evidenciam as regiões marcadas. (Fotos: A.M. Orimoto)



Prancha 5. Cariótipos (macho e fêmea) de *Leporinus friderici*. (Foto: A.M. Orimoto)

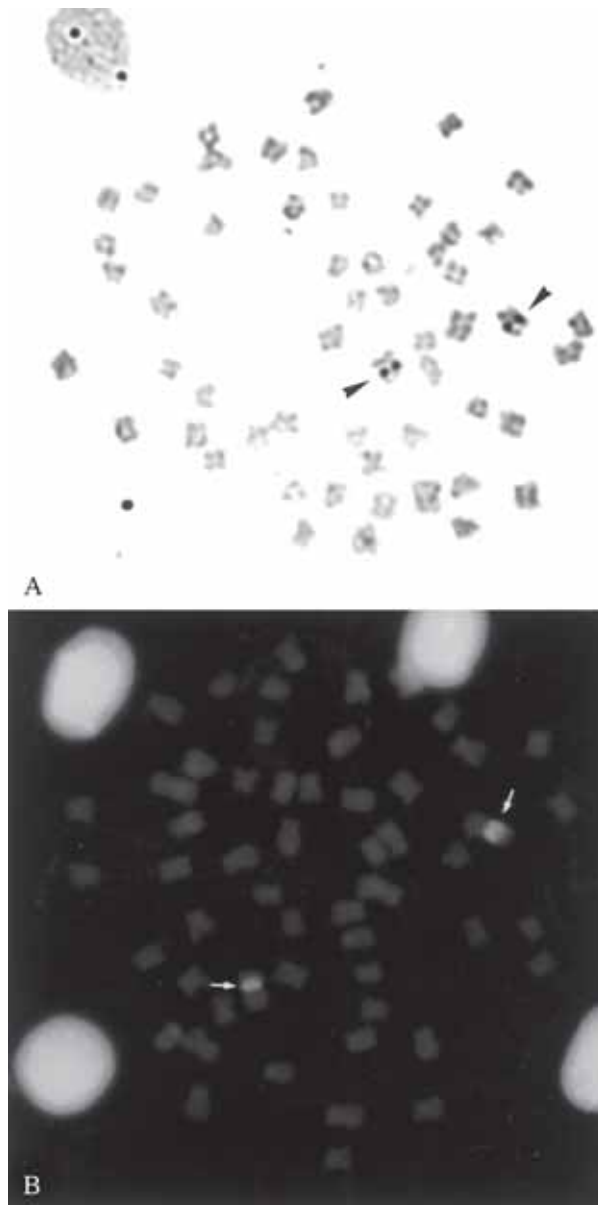


**Prancha 6.** Metáfases somáticas de *Leporinus friderici*: visualização da região organizadora de nucléolo (NOR) através da impregnação por nitrato de prata (A) e por tratamento com fluorocromo cromomícina (B). As setas evidenciam as regiões marcadas. (Fotos: A.M. Orimoto)

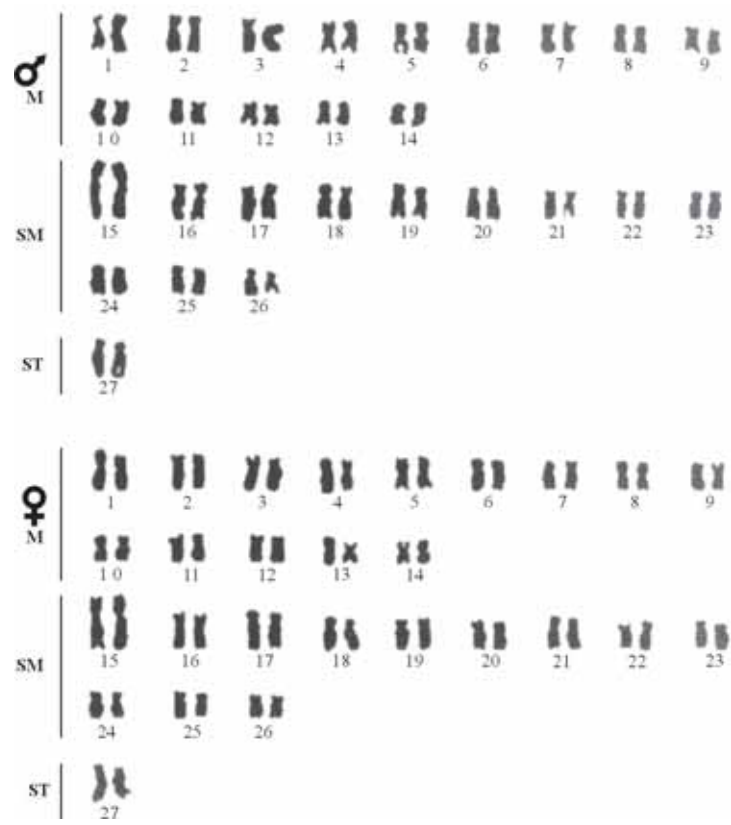


Prancha 7. Cariótipo (fêmea) de *Leporinus striatus*. (Foto: A.M. Orimoto)

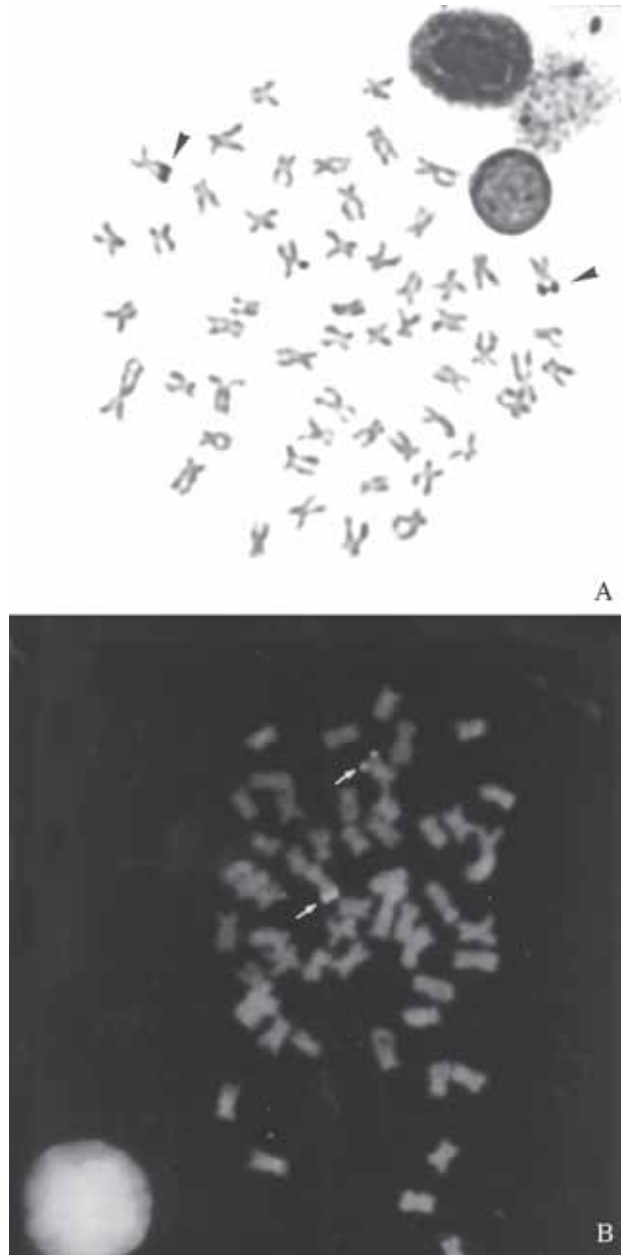




**Prancha 8.** Metáfases somáticas de *Leporinus striatus*: visualização da região organizadora de nucléolo (NOR) através da impregnação por nitrato de prata (A) e por tratamento com fluorocromo cromomicina (B). As setas evidenciam as regiões marcadas. (Fotos: A.M. Orimoto)



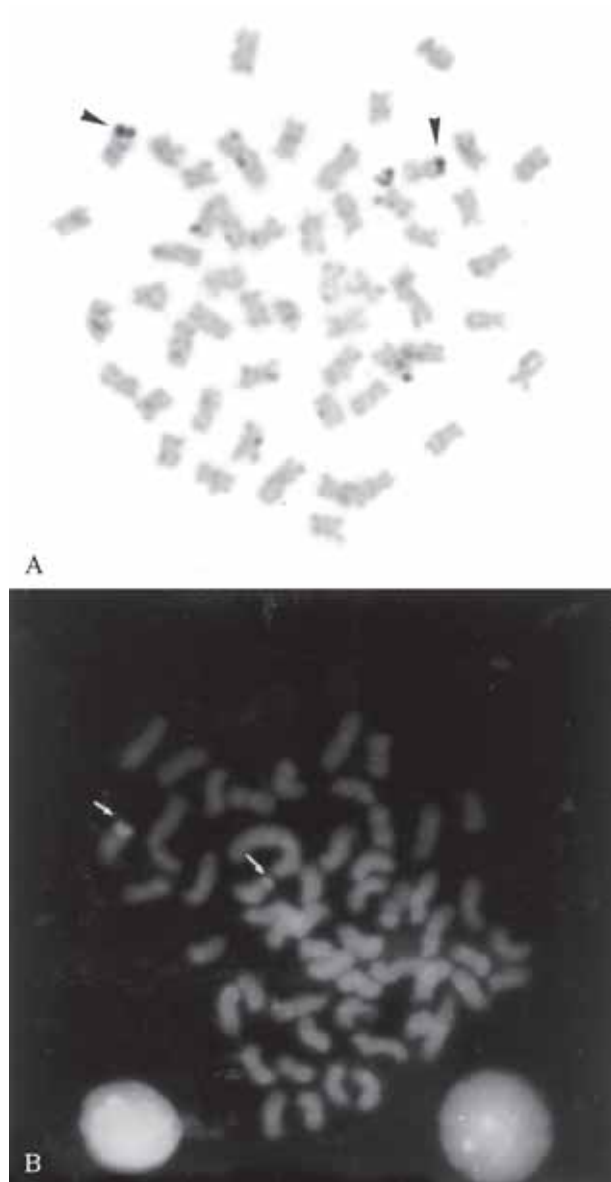
**Prancha 9.** Cariótipos (macho e fêmea) de *Schizodon intermedius*. (Foto: A.M. Orimoto)



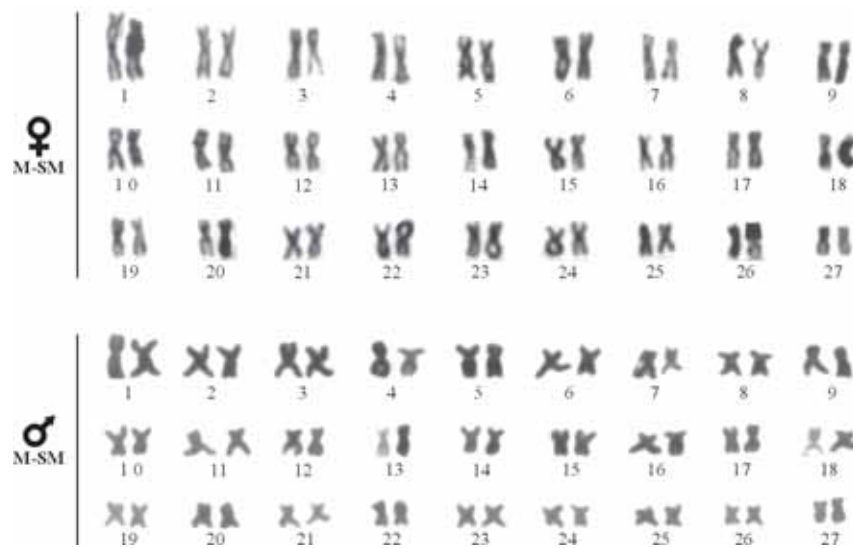
**Prancha 10.** Metáfases somáticas de *Schizodon intermedius*: visualização da região organizadora de nucléolo (NOR) através da impregnação por nitrato de prata (**A**) e por tratamento com fluorocromo cromomicina (**B**). As setas evidenciam as regiões marcadas. (Fotos: A.M. Orimoto)



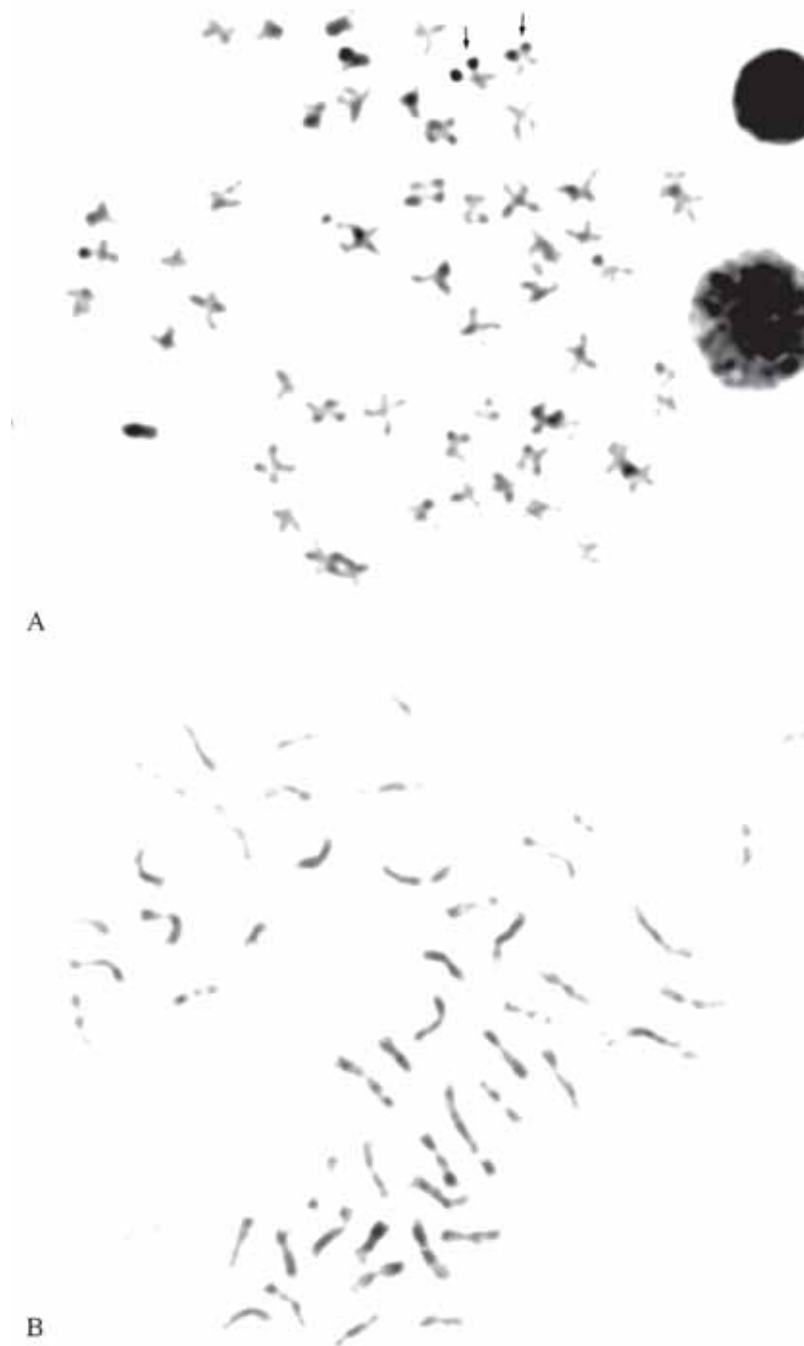
Prancha 11. Cariótipos (macho e fêmea) de *Schizodon nasutus*. (Foto: A.M. Orimoto)



**Prancha 12.** Metáfases somáticas de *Schizodon nasutus*: visualização da região organizadora de nucléolo (NOR) através da impregnação por nitrato de prata (**A**) e por tratamento com fluorocromo cromomícina (**B**). As setas evidenciam as regiões marcadas. (Fotos: A.M. Orimoto)



Prancha 13. Cariótipos (macho e fêmea) de *Steindachnerina insculpta*. (Foto: R. Teribe)

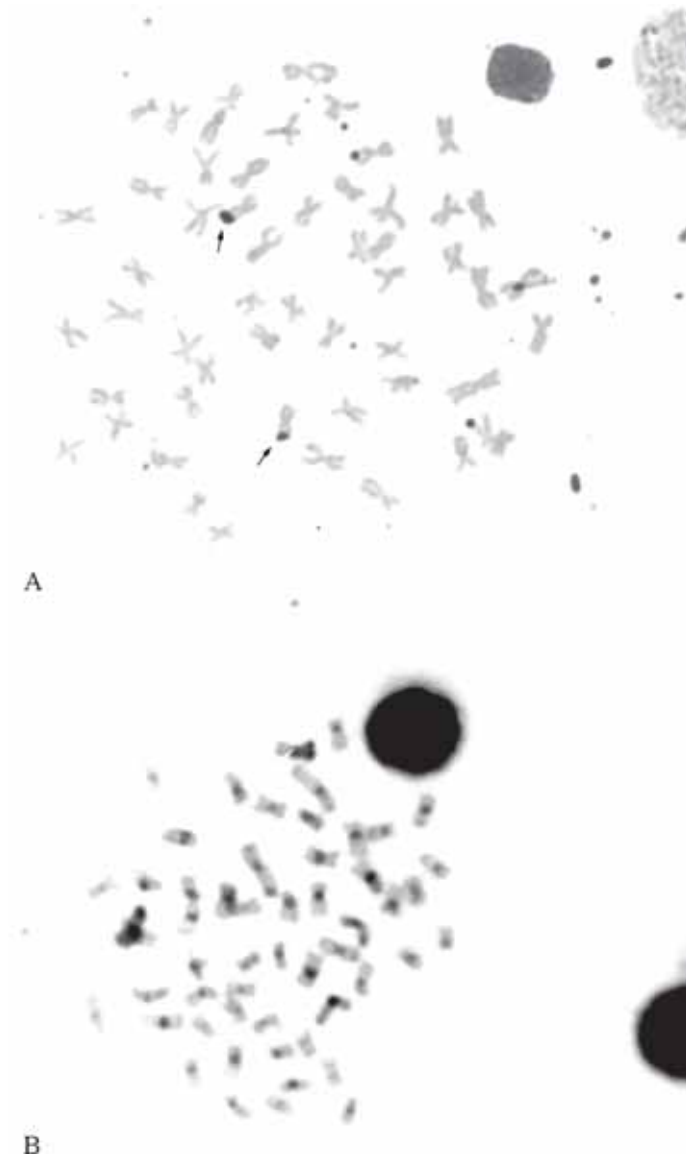


**Prancha 14.** Metáfases somáticas de *Steindachnerina insculpta*: visualização da região organizadora de nucléolo (NOR) através da impregnação por nitrato de prata (**A**) e distribuição da heterocromatina constitutiva através da técnica de banda C (**B**). As setas evidenciam as regiões marcadas. (Fotos: R. Teribe)



Prancha 15. Cariótipos (macho e fêmea) de *Cyphocharax modestus*. (Foto: R. Teribe)

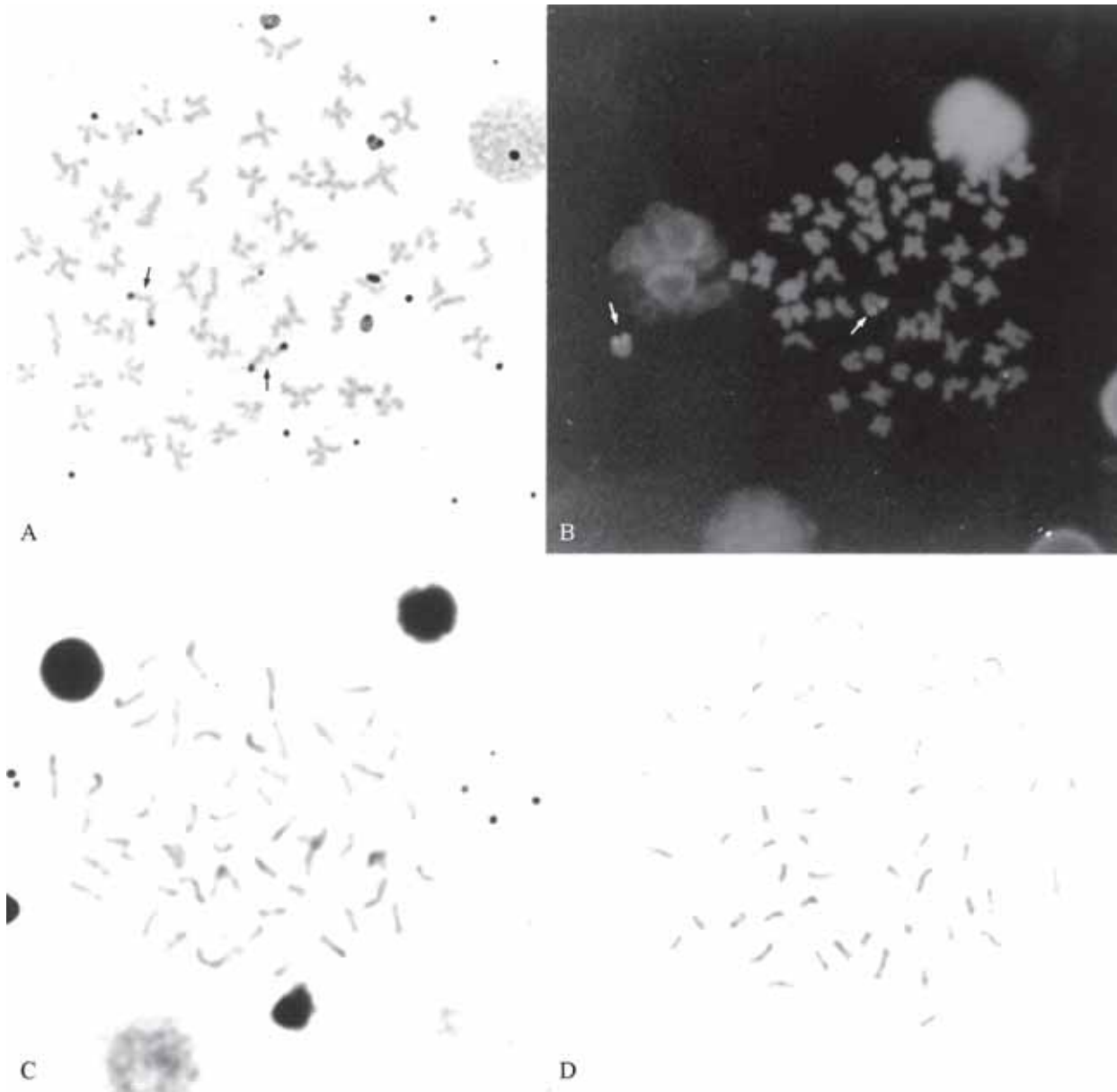




**Prancha 16.** Metáfases somáticas de *Cyphocharax modestus*: visualização da região organizadora de nucléolo (NOR) através da impregnação por nitrato de prata (A) e distribuição da heterocromatina constitutiva através da técnica de banda C (B). (Fotos: R. Teribele)



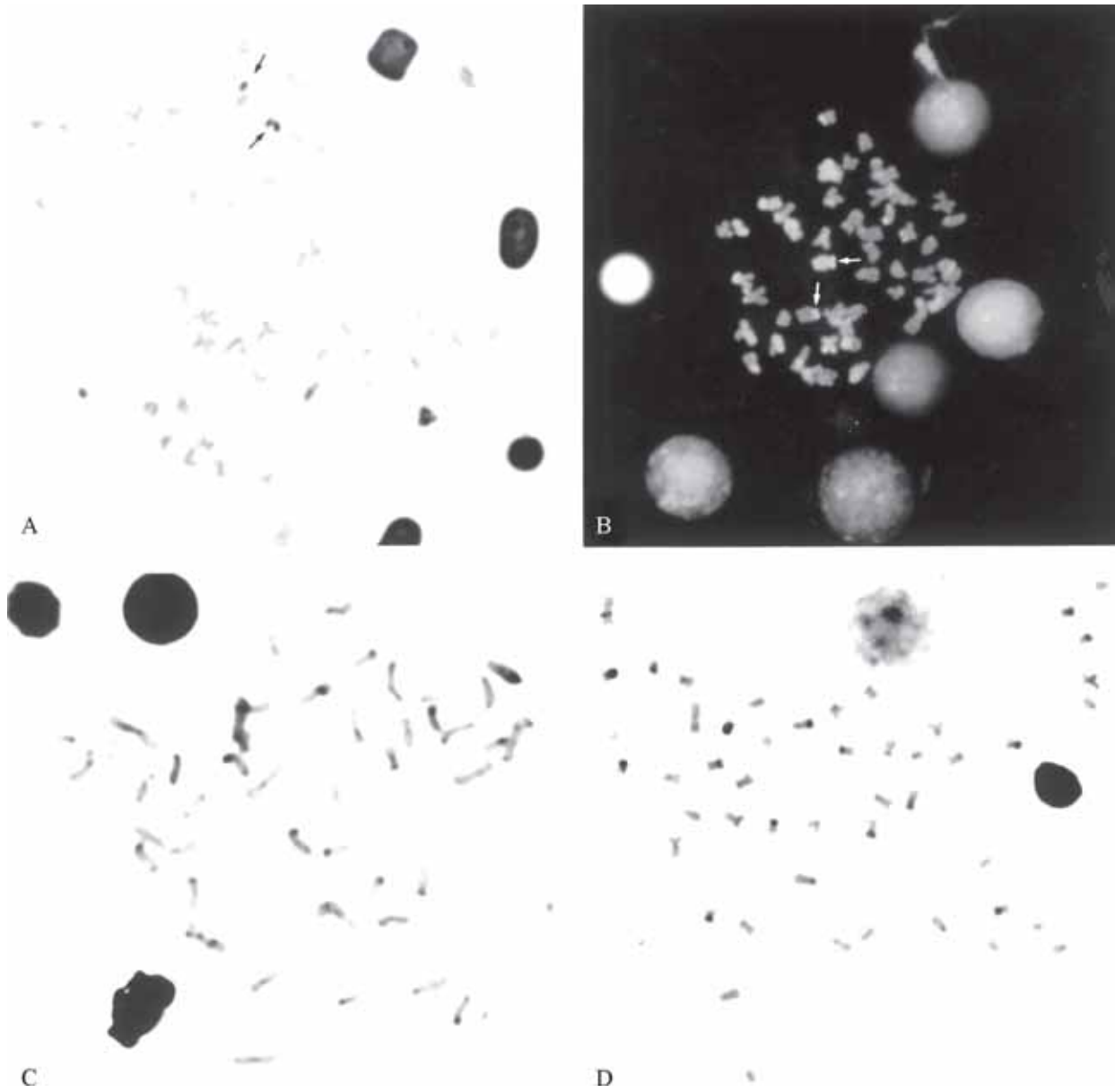
Prancha 17. Cariótipos (macho e fêmea) de *Pimelodus maculatus*. (Foto: A.C. Swarça)



**Prancha 18.** Metáfases somáticas de *Pimelodus maculatus*: visualização da região organizadora de nucléolo (NOR) através da impregnação por nitrato de prata (A) e por tratamento com fluorocromo cromomicina (B); distribuição da heterocromatina constitutiva através da técnica de banda C (C); tratamento com enzima de restrição AluI (D). As setas indicam o par cromossômico nucleolar. (Fotos: A.C. Swarça)



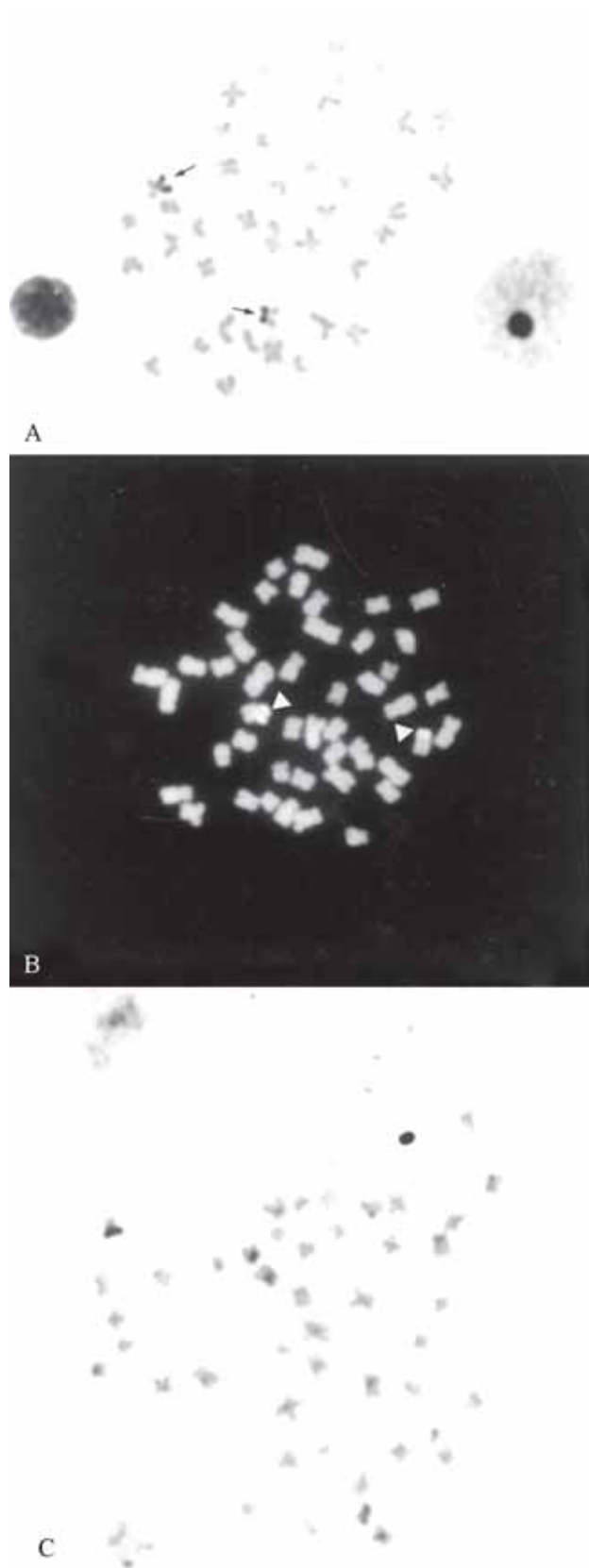
**Prancha 19.** Cariótipos (macho e fêmea) de *Pinirampus pirinampu*. (Foto: A.C. Swarça)



**Prancha 20.** Metáfases somáticas de *Pinirampus pirinampu*: visualização da região organizadora de nucléolo (NOR) através da impregnação por nitrato de prata (A) e por tratamento com fluorocromo cromomicina (B); distribuição da heterocromatina constitutiva através da técnica de banda C (C); tratamento com enzima de restrição AluI (D). As setas indicam o par cromossômico nucleolar. (Fotos: A.C. Swarça)



Prancha 21. Cariótipos (macho e fêmea) de *Pimelodella* aff. *meeki*. (Foto: A.C. Swarça)

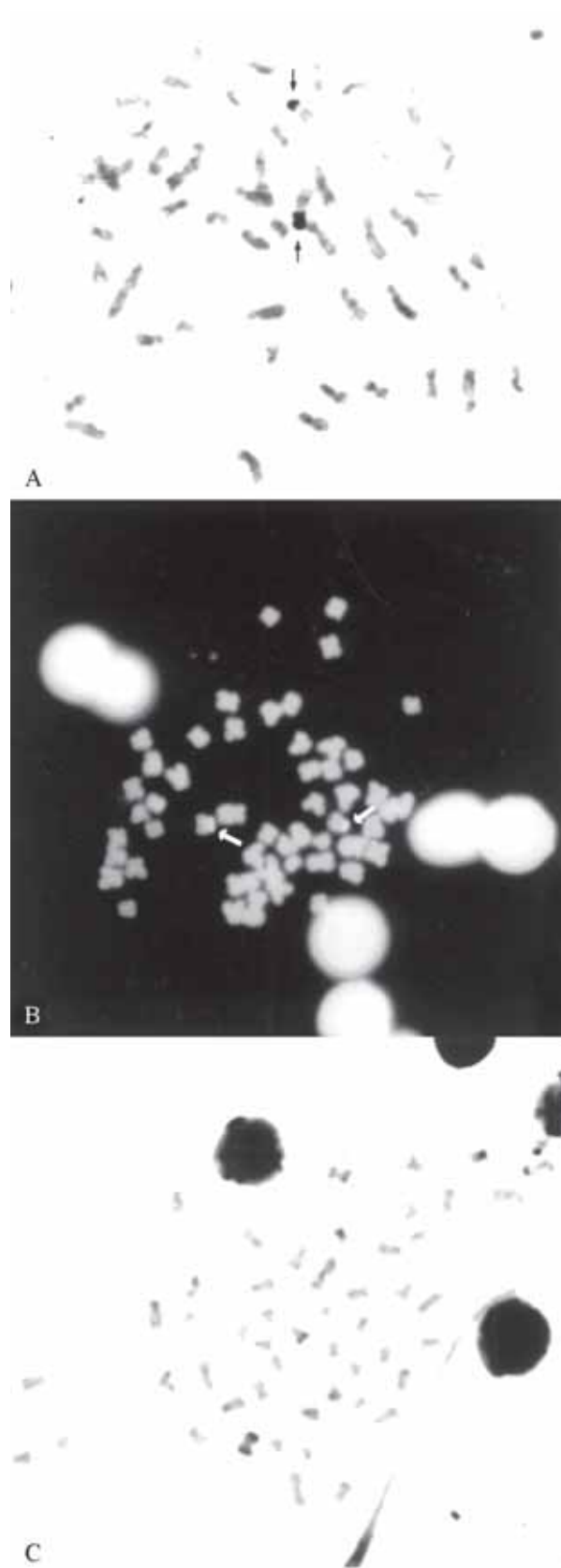


**Prancha 22.** Metáfases somáticas de *Pimelodella aff. meeki*: visualização da região organizadora de nucléolo (NOR) através da impregnação por nitrato de prata (A) e por tratamento com fluorocromo cromomicina (B); distribuição da heterocromatina constitutiva através da técnica de banda C (C). As setas indicam o par cromossômico nucleolar. (Fotos: A.C. Swarça)

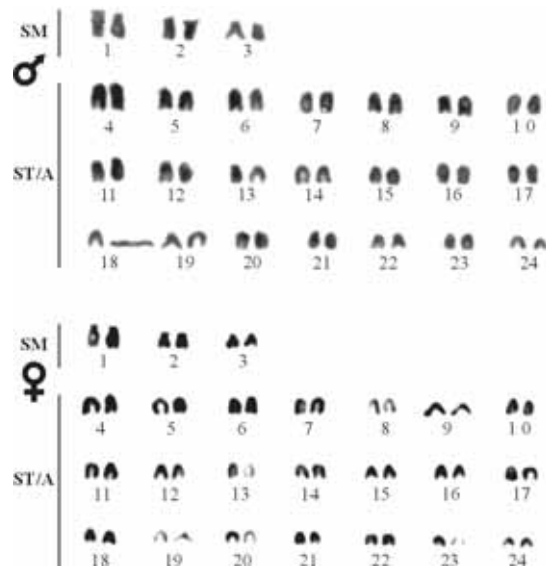


Prancha 23. Cariótipos (macho e fêmea) de *Pimelodella* aff. *avanhandavae*. (Foto: A.C. Swarça)

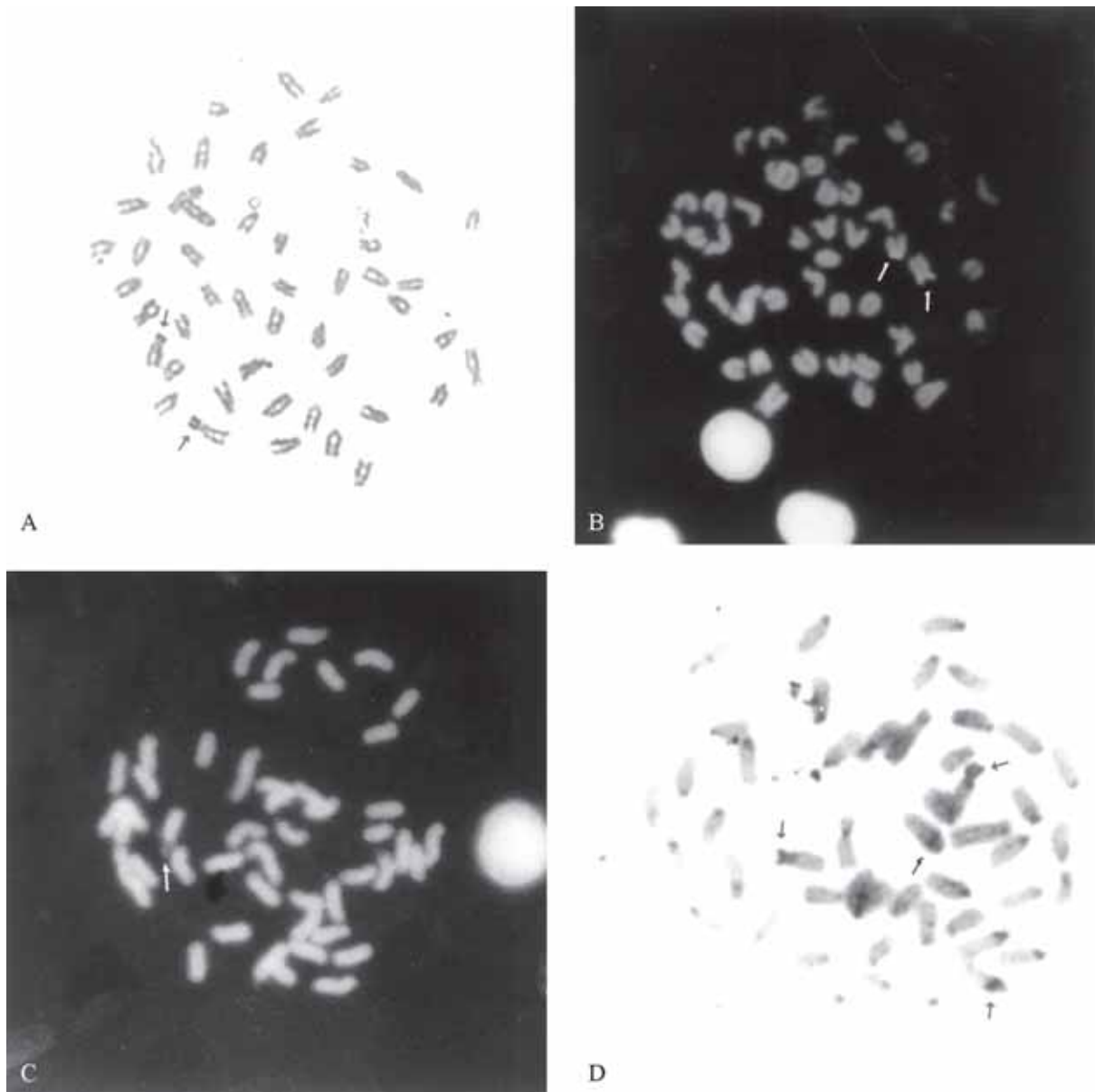




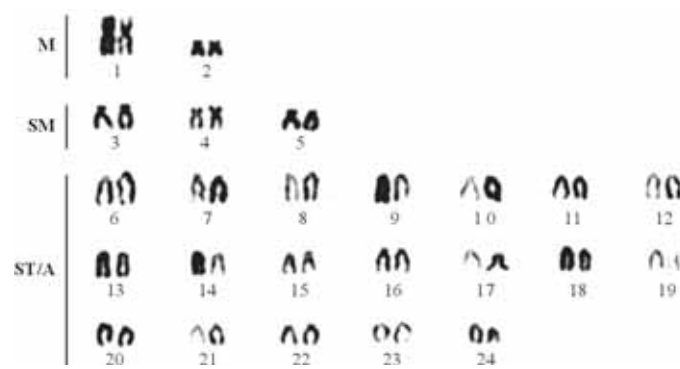
**Prancha 24.** Metáfases somáticas de *Pimelodella* aff. *avanhandavae*: visualização da região organizadora de nucléolo (NOR) através da impregnação por nitrato de prata (A) e por tratamento com fluorocromo cromomicina (B); distribuição da heterocromatina constitutiva através da técnica de banda C (C). As setas indicam o par cromossômico nucleolar. (Fotos: A.C. Swarça)



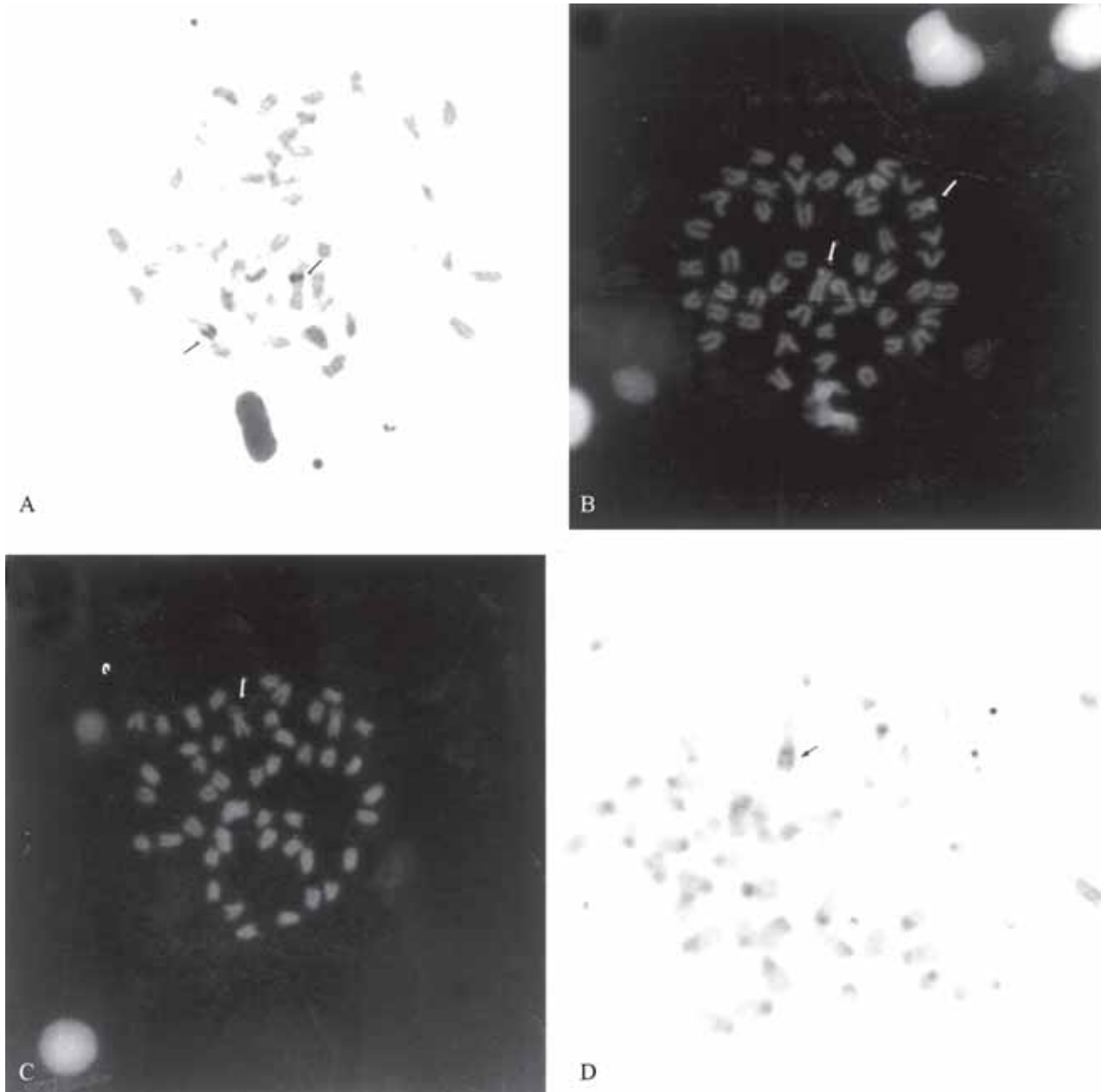
**Prancha 25.** Cariótipos (macho e fêmea) de *Geophagus brasiliensis*. (Foto: M.A. Loureiro)



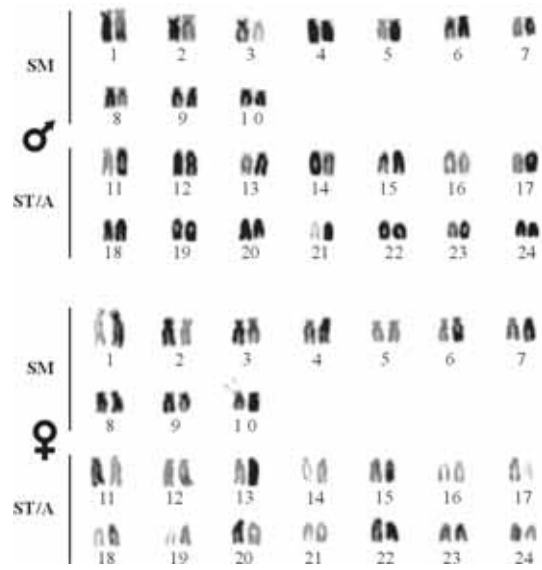
**Prancha 26.** Metáfases somáticas de *Geophagus brasiliensis*: visualização da região organizadora de nucléolo (NOR) através da impregnação por nitrato de prata (A), por tratamento com fluorocromo cromomicina (B) e por coloração com fluorocromo DAPI (C); distribuição da heterocromatina constitutiva através da técnica de banda C (D). As setas indicam as regiões marcadas. (Fotos: M.A. Loureiro)



**Prancha 27.** Cariótipo (macho) de *Crenicichla niedeleinii*. (Foto: M.A. Loureiro)



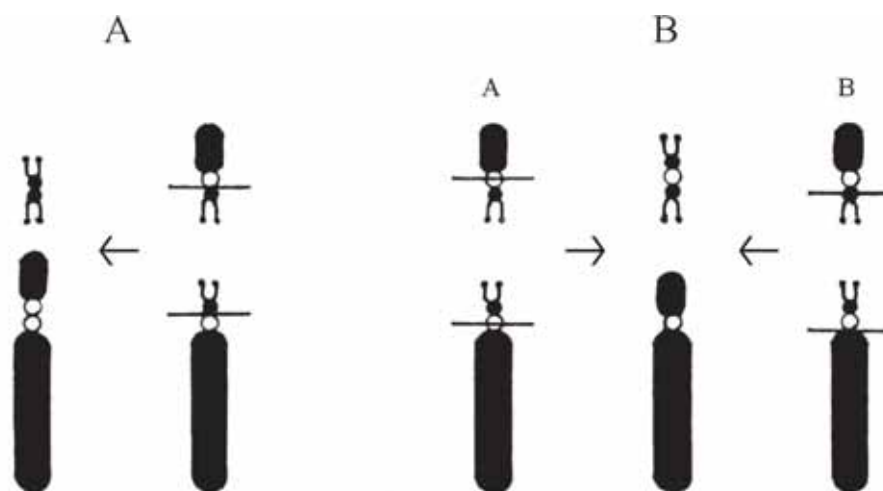
**Prancha 28.** Metáfases somáticas de *Crenicichla niedeleinii*: visualização da região organizadora de nucléolo (NOR) através da impregnação por nitrato de prata (**A**), por tratamento com fluorocromo cromomicina (**B**) e por coloração com fluorocromo DAPI (**C**); distribuição da heterocromatina constitutiva através da técnica de banda C (**D**). As setas indicam o par cromossômico portador da NOR em (**A**) e (**B**) e a constrição secundária DAPI<sup>-</sup> (**C**). (Fotos: M.A. Loureiro)



Prancha 29. Cariótipos (macho e fêmea) de *Cichlasoma paranaense*. (Foto: M.A. Loureiro)

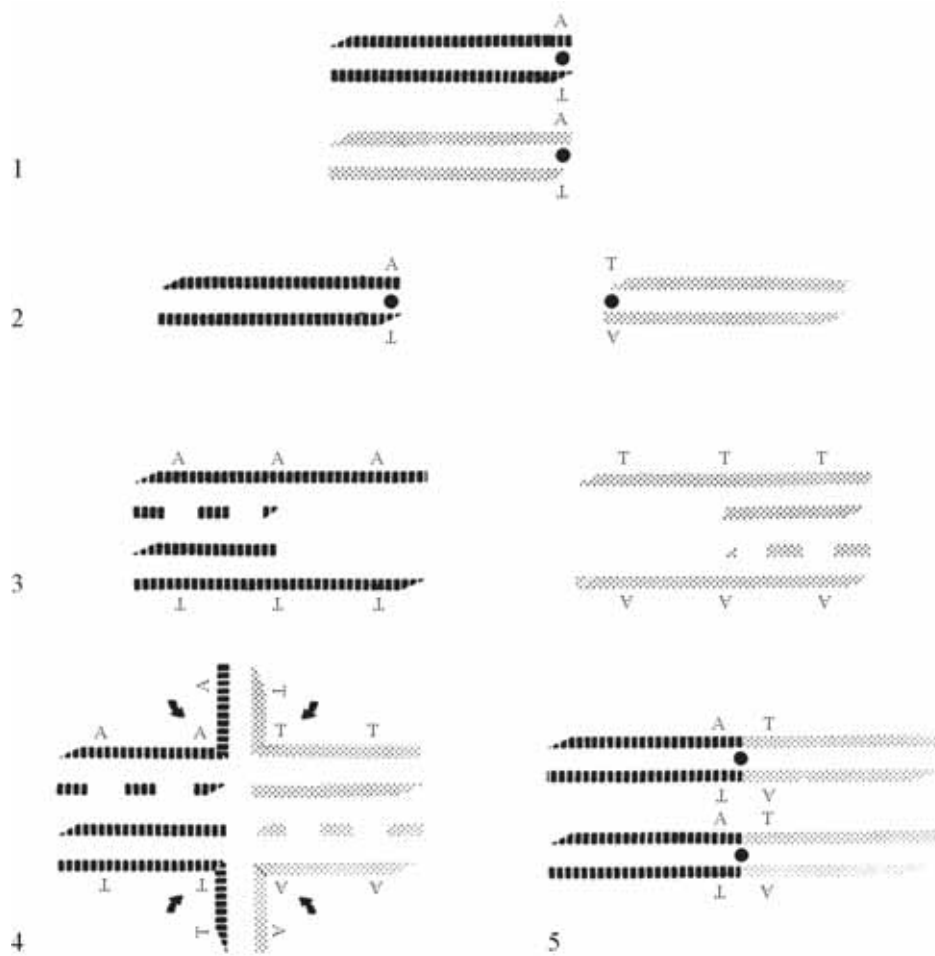


**Prancha 30.** Metáfases somáticas de *Cichlasoma paranaense* evidenciando o padrão de distribuição da heterocromatina constitutiva através da técnica de banda C (A), e após tratamento com a enzima de restrição AluI (B). (Fotos: M.A. Loureiro)

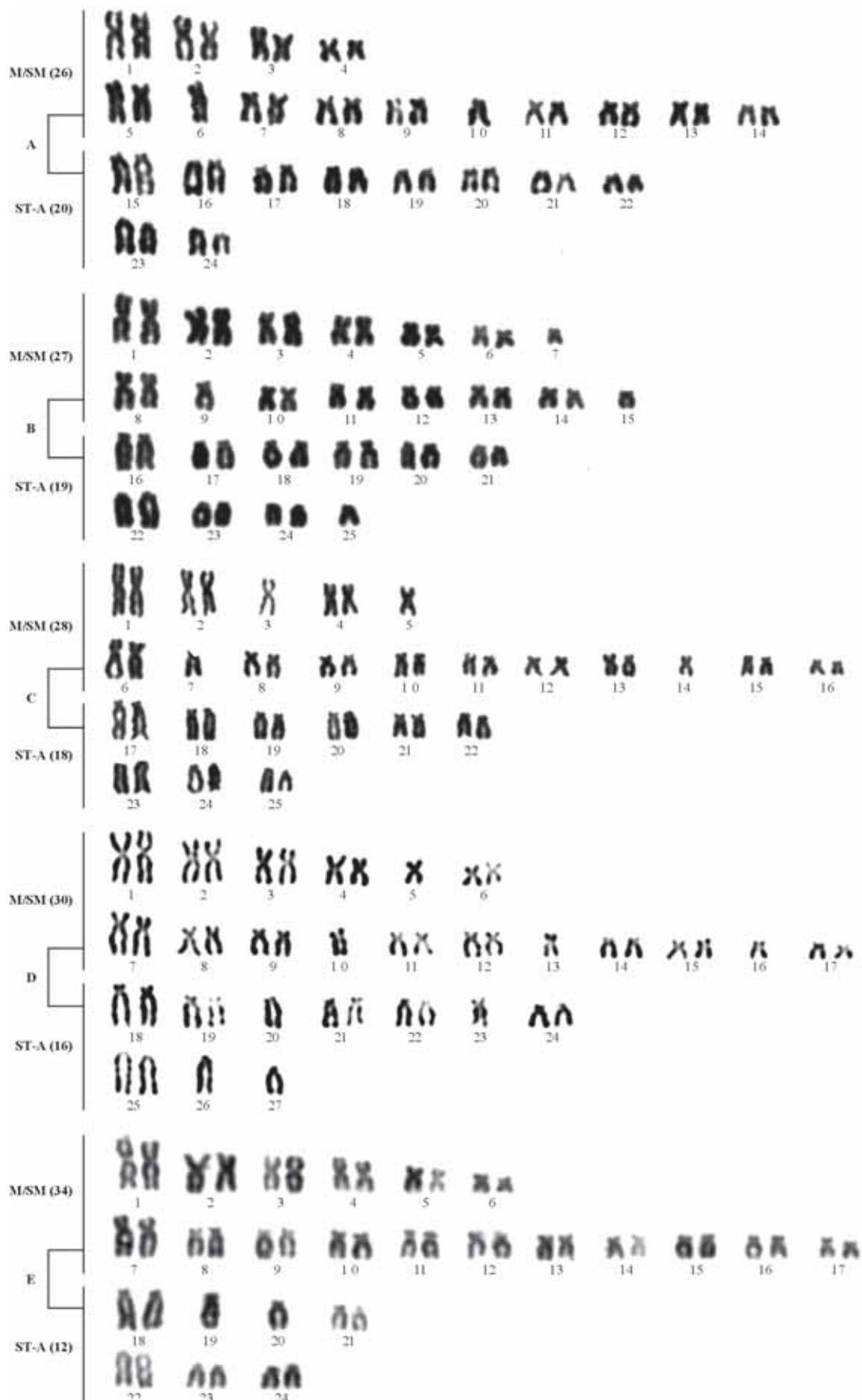


**Prancha 31.** Esquema dos processos de fusão cêntrica (cf. Therman & Susman, 1996). **A** - Quebra no braço curto de dois cromossomos acrocêntricos, dando origem a um cromossomo dicêntrico e a um acêntrico; **B** - Quebra no centrômero (A) ou no braço curto e no braço longo (B) de dois cromossomos acrocêntricos, dando origem a dois cromossomos monocêntricos de tamanhos diferentes. (Os pequenos círculos claros indicam os centrômeros.)

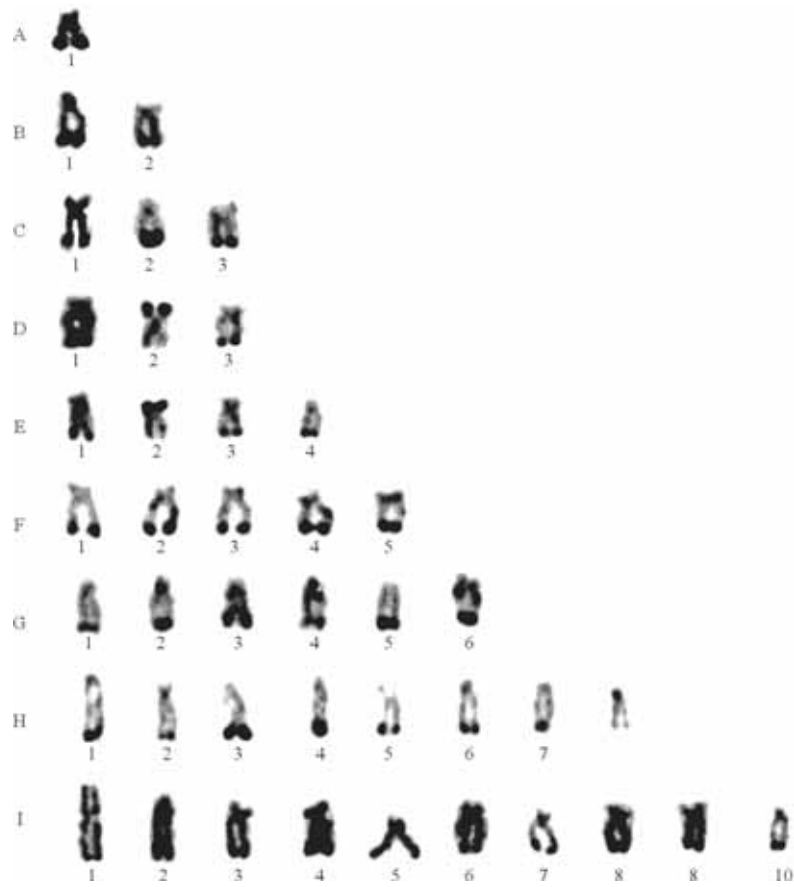




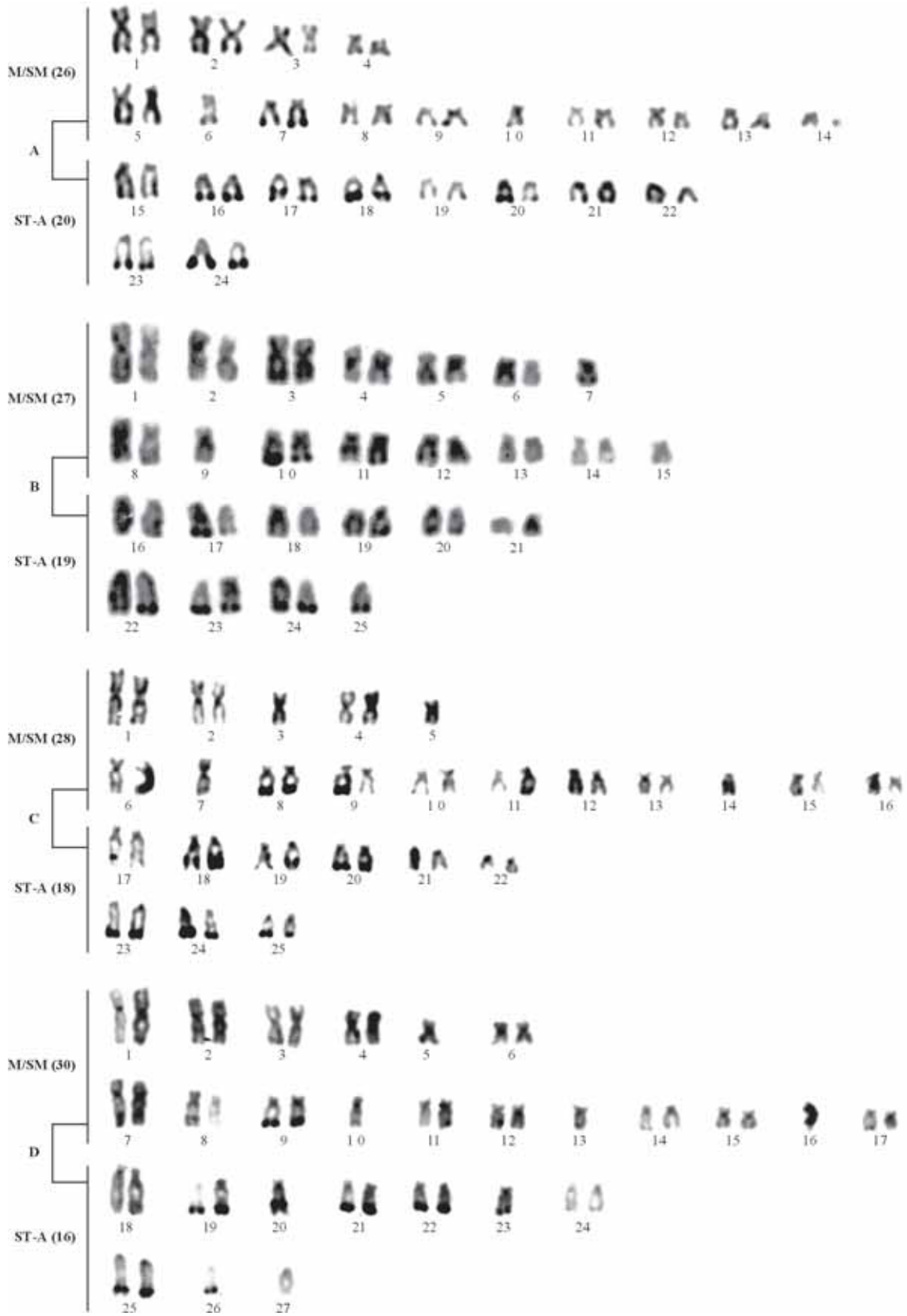
**Prancha 32.** Esquema demonstrando a hipótese molecular da fusão robertsoniana em nível molecular (Redi *et al.* 1990). **1** - Disposição inicial dos cromossomos; **2** - Disposição derivada, resultante de um giro de 180°, ficando ambas as fitas num mesmo plano geométrico, em posição frontal; **3** - Síntese de DNA; **4** - Fusão dos cromossomos devido ao pareamento de seqüências homólogas, originando um DNA "hetero-duplex", que é cortado e os filamentos reagrupados por ação enzimática; **5** - Os cromossomos resultantes mantêm sua polaridade em relação à heterocromatina pericentromérica.



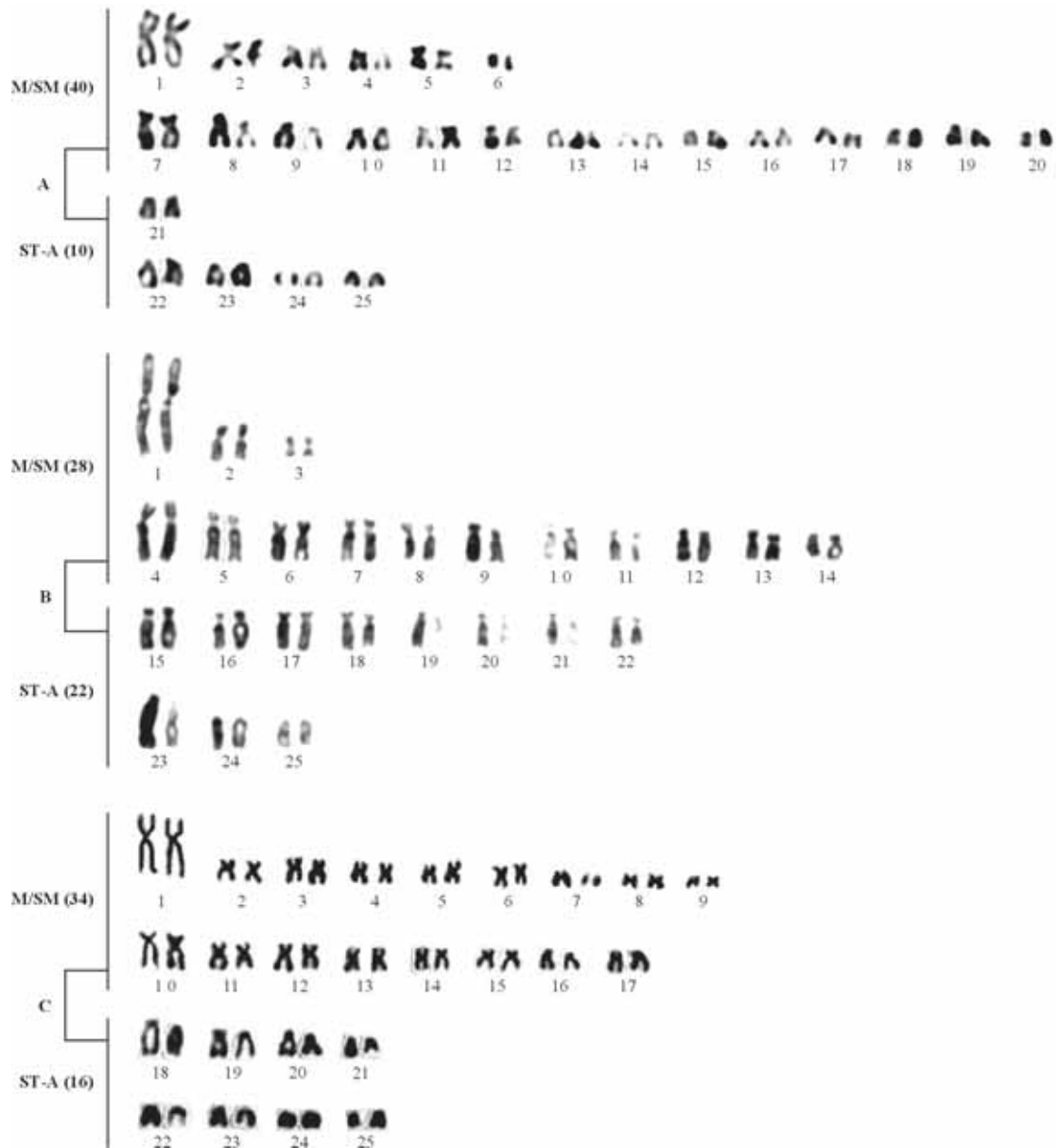
**Prancha 33.** Cariótipos de *Astyanax fasciatus*: **A** - 26 cromossomos M-SM e 20 cromossomos ST-A; **B** - 27 cromossomos M-SM e 19 cromossomos ST-A; **C** - 28 cromossomos M-SM e 18 cromossomos ST-A; **D** - 30 cromossomos M-SM e 16 cromossomos ST-A; **E** - 34 cromossomos M-SM e 12 cromossomos ST-A. (Foto: N.A. Koguissi)



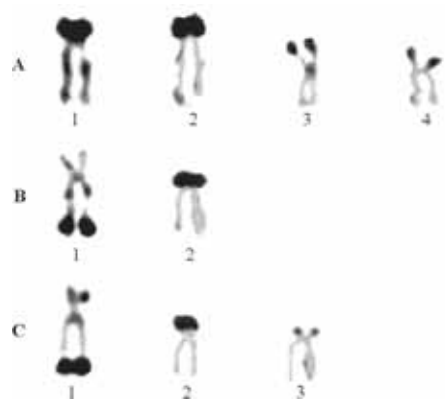
**Prancha 34.** Representação da variação interindividual da região organizadora de nucléolo (NOR) em *Astyanax fasciatus*. (Foto: N.A. Koguissi)



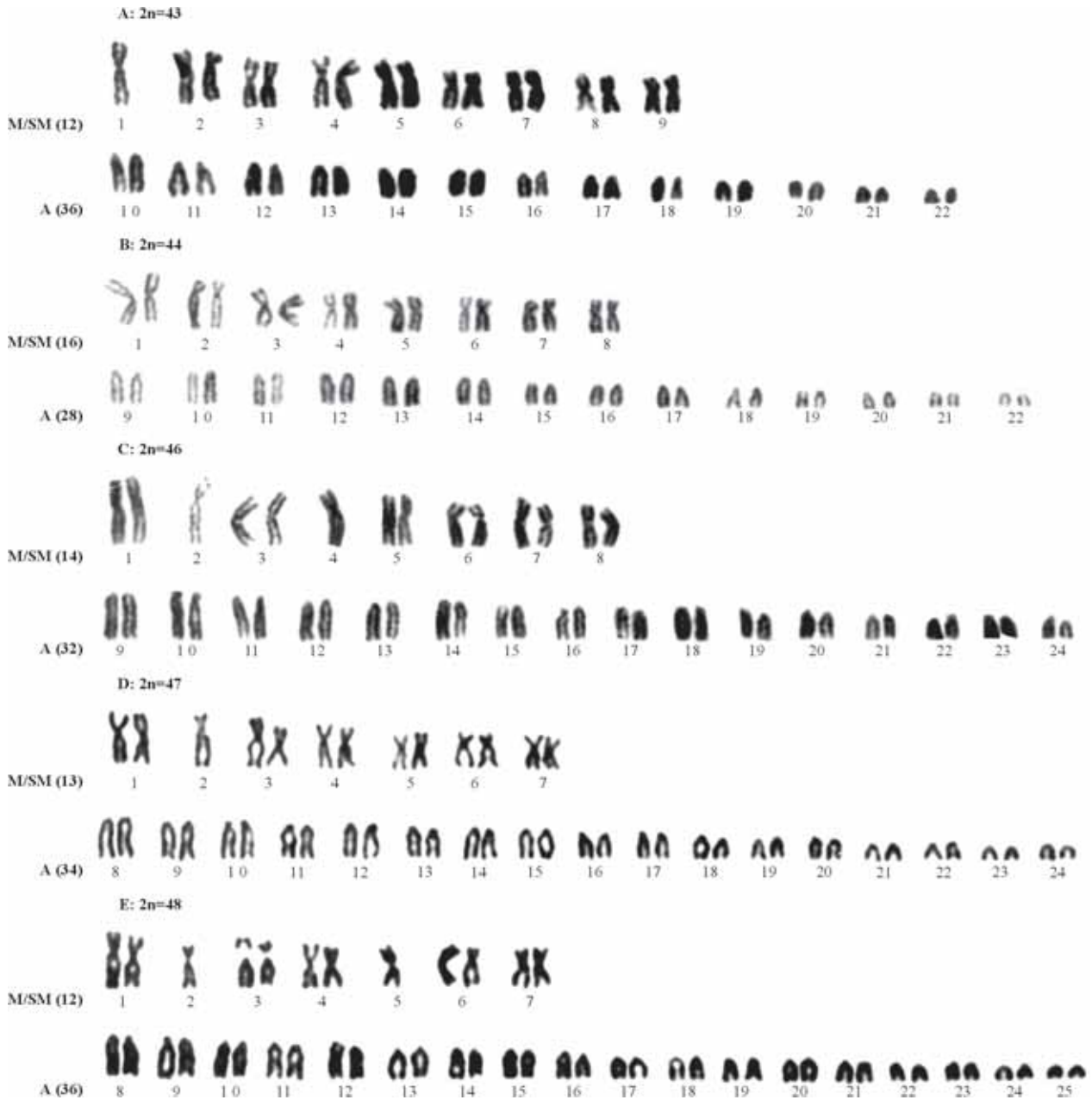
Prancha 35. Padrão de distribuição da heterocromatina constitutiva nos diferentes citótipos (A, B, C e D) de *Astyanax fasciatus*. (Foto: N.A. Koguissi)



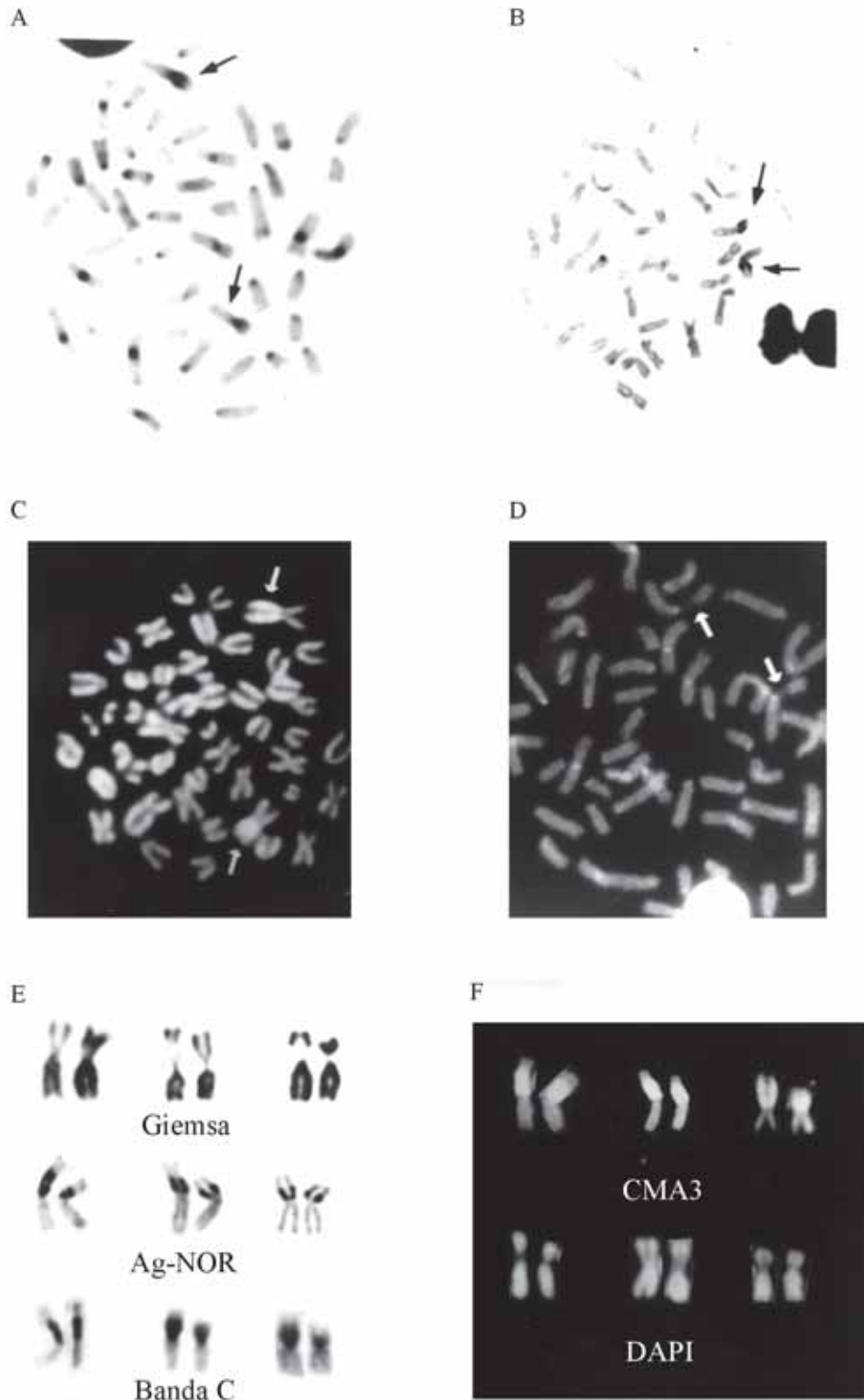
**Prancha 36.** Representação dos kariótipos de *Astyanax altiparanae*: **A** - 40 cromossomos M-SM e 10 cromossomos ST-A; **B** - 28 cromossomos M-SM e 22 cromossomos ST-A; **C** - 34 cromossomos M-SM e 16 cromossomos ST-A. (Foto: E.K. Takahashi)



**Prancha 37.** Representação da região organizadora de nucléolo (NOR) em *Astyanax altiparanae*. (Foto: E.K. Takahashi)

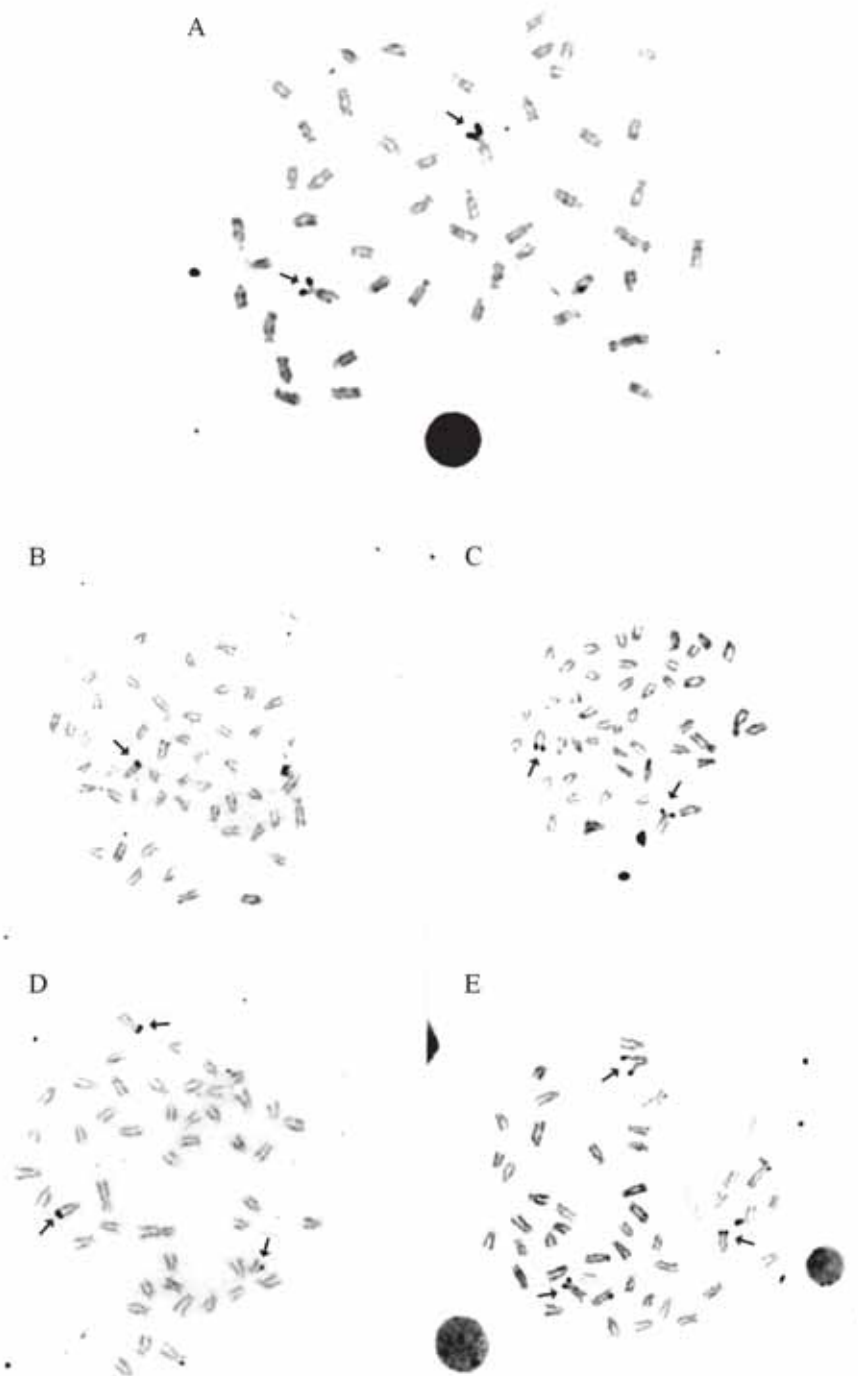


**Prancha 38.** Representação dos cariótipos de *Rineloricaria latirostris*: A - 2n=43; B - 2n=44; C - 2n=46; D - 2n=47; E - 2n=48. (Foto: L. Giuliano-Caetano)

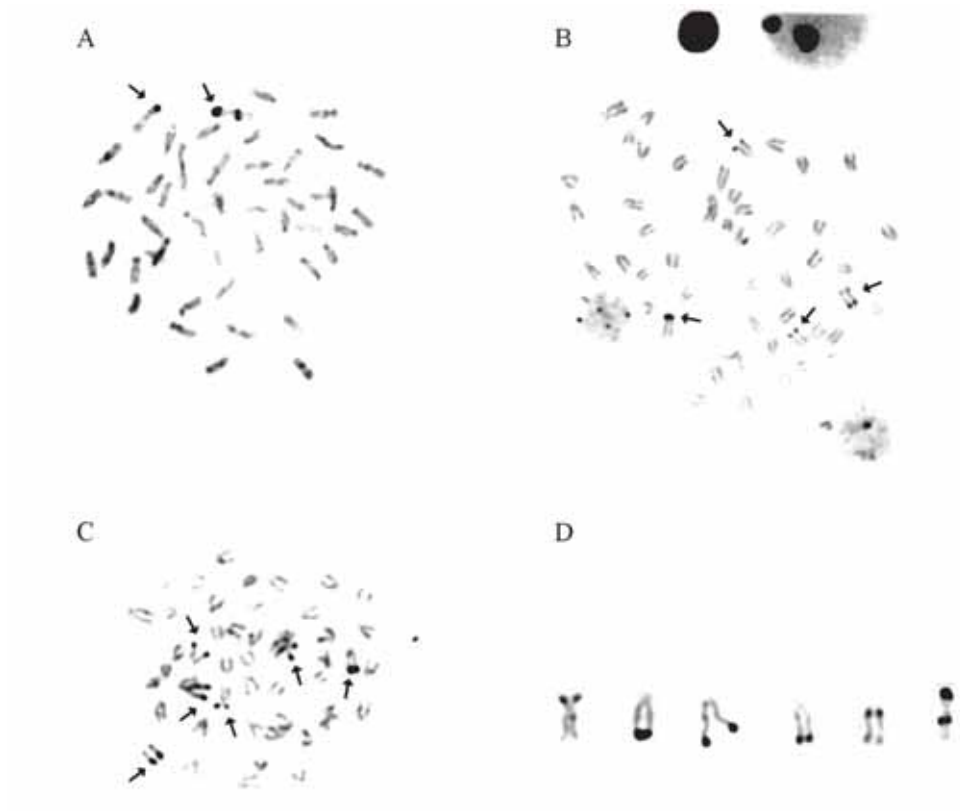


**Prancha 39.** Metáfases somáticas de *Rineloricaria latirostris*: distribuição da heterocromatina constitutiva através da técnica de banda C (A); visualização da região organizadora de nucléolo (NOR) através da impregnação por nitrato de prata (B), por tratamento com fluorocromo cromomicina (C) e por coloração com fluorocromo DAPI (D); representação dos cromossomos portadores da NOR com diferentes metodologias (E, F). As setas indicam o cromossomo portador da NOR. (Fotos: L. Giuliano-Caetano)

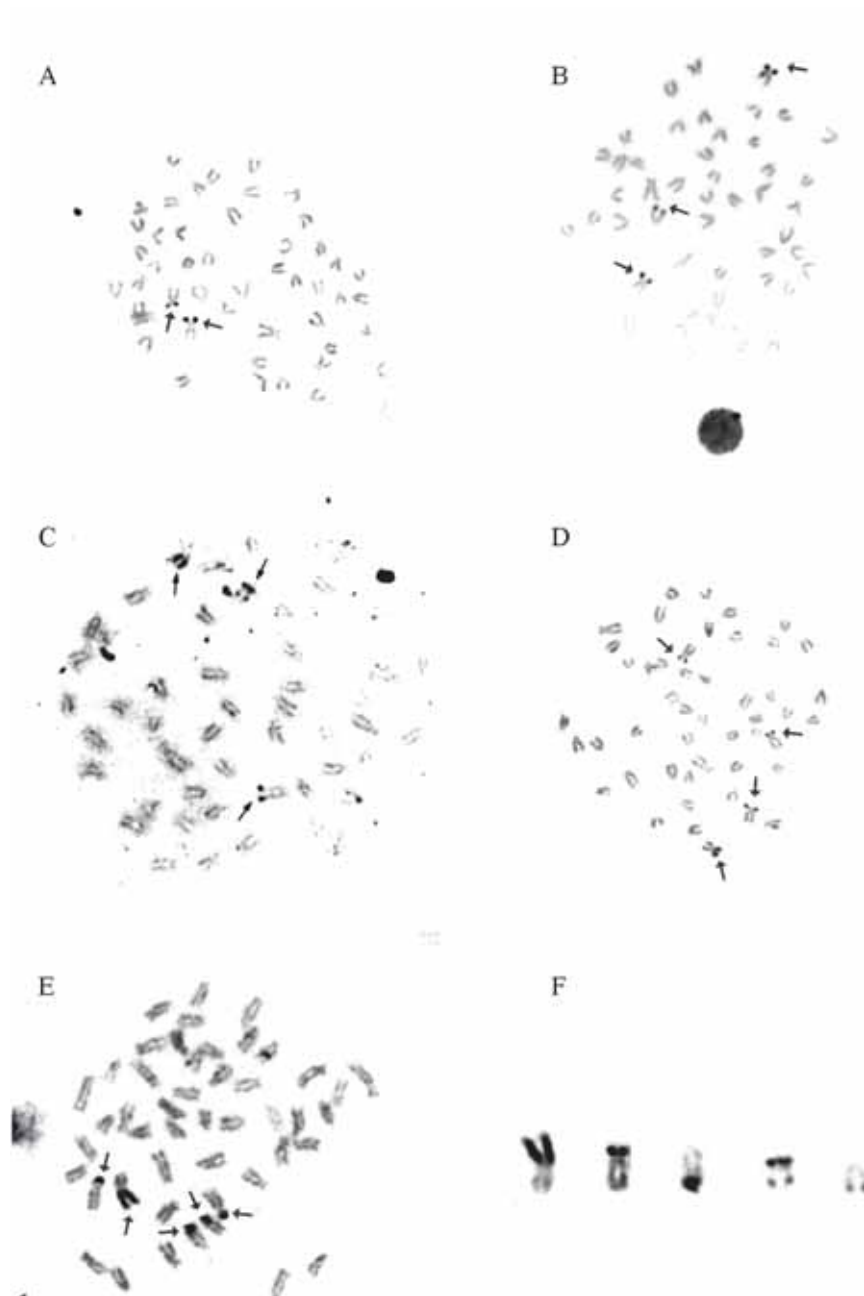




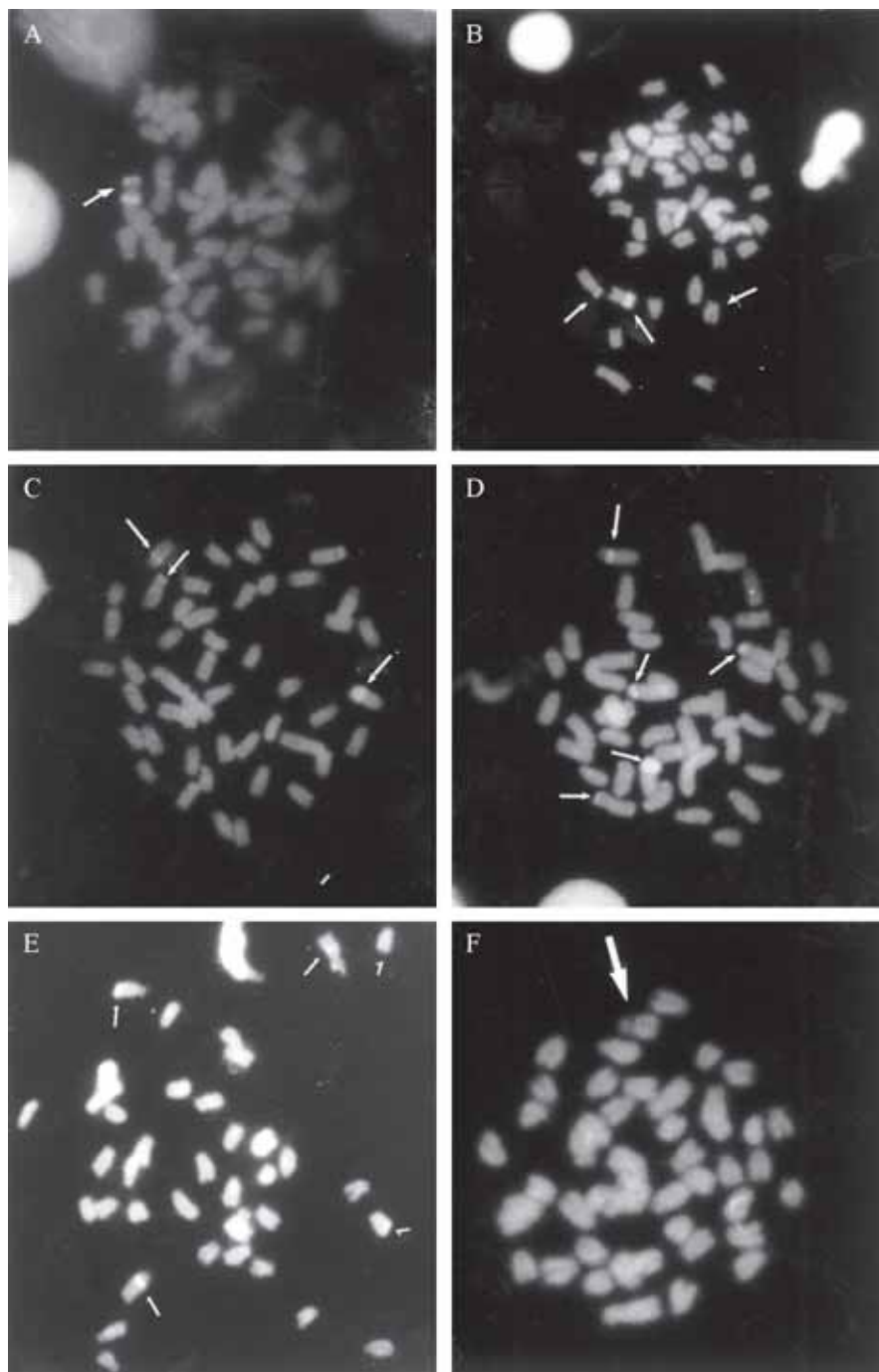
**Prancha 40.** Metáfases somáticas de *Cichlasoma paranaense* evidenciando as regiões organizadoras de nucléolos (NORs) através da impregnação por nitrato de prata. As setas indicam os cromossomos nucleolares (Fotos: M.A. Loureiro)



**Prancha 41.** Metáfases somáticas de machos de *Cichlasoma paranaense* coletados no rio Taquara, localidade de Guaravera, Londrina, PR. **A-C** - visualização da região organizadora de nucléolo (NOR) através da impregnação por nitrato de prata (as setas indicam os cromossomos portadores da NOR); **D** - tipos de cromossomos nucleolares. (Fotos: M.A. Loureiro)



**Prancha 42.** Metáfases somáticas de fêmeas de *Cichlasoma paranaense* coletadas no rio Taquara, localidade de Guaravera, Londrina, PR. **A-E** - visualização da região organizadora de nucléolo (NOR) através da impregnação por nitrato de prata (as setas indicam os cromossomos portadores da NOR); **F** - tipos de cromossomos nucleolares. (Fotos: M.A. Loureiro)



**Prancha 43.** Metáfases somáticas de *Cichlasoma paranaense* coletados no rio Taquara, localidade de Guaravera, Londrina, PR. Visualização da região organizadora de nucléolo (NOR) através do tratamento por fluorocromo cromomicina (A-E) e por fluorocromo DAPI (F). As setas indicam os prováveis cromossomos portadores da NOR (A-E) e região de constrição secundária, banda C positiva (F). (Fotos: M.A. Loureiro)



## Estudos sobre a variabilidade genética de peixes do rio Tibagi através de marcadores moleculares

Leda M. K. Sodré, Fernanda S. de Almeida e Lucimara Chiari

**ABSTRACT** – (Studies on Tibagi River fish genetic variability using molecular markers) Isoenzymatic and DNA (RAPD) markers were used to quantify the genetic variability in species of the Pimelodidae family (*Pimelodus maculatus*, *Pimelodus* aff. *absconditus*, *Iheringichthys labrosus*, *Pinirampus pirinampu*, *Pimelodella* aff. *avanhandavae* e *Pimelodella* sp.) and species of the Anostomidae family (*Schizodon intermedius*, *S. nasutus*, *Leporinus friderici*, *L. octofasciatus*, *L. obtusidens*, *L. elongatus*, *L. striatus* e *L. amblyrhynchus*); for estimates of the distance and genetic similarity among populations of the same species and among species of the same family. The samples were collected at different sites along the Tibagi River Basin. The genetic variability was estimated by calculating the proportion of polymorphic loci ( $\bar{P}$ ) and mean heterozygosity ( $\bar{H}_e$ ). In the analysis using RAPD markers species apparently restricted (*Pimelodella* aff. *avanhandavae*, *P. pirinampu* e *L. amblyrhynchus*) to certain places presented smaller  $\bar{P}$  values, which varied from 18.8% to 29.3%, as well a species in which few specimens were analyzed in some sites. The estimated genetic variability values are encouraging as they may indicate the possibility of these species maintaining themselves if the environment is preserved. All the analyzed species could be discriminated through subsequent analysis of the obtained dendrograms except *L. obtusidens* of *L. elongatus*.

Key words – Anostomidae, genetic variability, isoenzyme, Pimelodidae, RAPD.

### INTRODUÇÃO

A existência de variabilidade genética   uma condi o necessária para a evolu o. As vantagens de um estoque de varia o genética são evidentes: quanto maior o número de genótipos em uma popula o, tanto maior a sua possibilidade de suportar mudanças estacionais ou temporais; a variabilidade genética também permite uma melhor utiliza o do ambiente, porque torna possível a coloniza o de hábitats marginais e de vários subnichos. Ela age em dire o oposta   especializa o e produz plasticidade fenotípica.

A variabilidade genética encontrada nas popula es   originada a partir de muta o gênica e/ou cromossômica (que   a fonte primária de toda varia o), recombina o e fluxo gênico. A varia o dentro de uma popula o   fornecida pela muta o e recombina o, mas pode ser importada de outras popula es geneticamente diferentes através de fluxo gênico.

A importância da variabilidade genética para as popula es tem levado geneticistas populacionais a procurar metodologias para quantificar e explicar essa

variabilidade em termos de sua origem, manuten o e importância para a evolu o. Uma das formas de se quantificar a variabilidade genética   através do estudo de marcadores moleculares.

Por marcador molecular define-se todo e qualquer fenótipo molecular oriundo de um gene expresso, como no caso de isoenzimas, ou de um segmento específico de DNA (correspondente a regiões expressas ou não do genoma). Marcadores isoenzimáticos, são muitas vezes, denominados de marcadores bioquímicos. A seq ncia de nucleotídeos e a fun o de um marcador molecular podem ou não ser conhecidas. Ao se verificar o comportamento de um marcador molecular de acordo com as leis básicas de herança mendeliana, ele   adicionalmente definido como marcador genético. Isso   feito, por exemplo, através do estudo do comportamento do marcador em uma popula o segregante. Portanto,   importante enfatizar que o simples fato de o marcador ser DNA, ou produto da transcri o e de tradu o de uma seq ncia de DNA, não implica em que se constitua em um marcador genético, como freqüentemente se supõe.

## MARCADORES ISOENZIMÁTICOS

Até meados da década de 60, eram utilizados marcadores morfológicos para os estudos de genética. A revolução nesse quadro, segundo Ferreira & Grattapaglia (1996), teve início com o desenvolvimento da técnica de eletroforese em gel de amido como suporte de fracionamento protéico (Smithies, 1955) e com o uso dos métodos histoquímicos (Hunter & Markert, 1957) para a visualização do produto protéico/enzimático. Foi então identificado um considerável número de sistemas enzimáticos numa ampla diversidade de espécies animais, vegetais e de microorganismos.

Os termos "isoenzima" ou "isozima" foram propostos por Markert & Möller (1959) para definir diversas formas enzimáticas que existem em um mesmo organismo com a mesma atividade catalítica ou com atividade muito semelhante e que podem ser separadas através de técnicas de fracionamento, como, por exemplo, a eletroforese.

As isoenzimas têm sido utilizadas no estudo da variabilidade genética em populações naturais, em estudos sobre fluxo gênico entre populações, de processos de hibridização natural e, ainda, no estudo da dispersão de espécies e na análise de filogenias (cf. Ferreira & Grattapaglia, 1996).

São muitas as vantagens dos marcadores isoenzimáticos, entre elas a de que vários locos podem ser analisados rápida e simultaneamente e o fato de que o conhecimento do controle genético da maioria das isoenzimas permite que inferências genéticas possam ser feitas diretamente dos padrões de banda observados. Além disso, os alelos isoenzimáticos são codominantes, ou seja, os genótipos heterozigotos são visualizados no gel de eletroforese. Identificados os heterozigotos e homozigotos no gel, torna-se simples o cálculo da frequência gênica para cada loco de uma dada população ou espécie.

Obtidos os dados de frequência gênica, eles podem ser sumarizados de uma maneira estatística simples, de modo que possam expressar o grau de variabilidade genética de uma população, e ser comparados com os de uma outra população. Isso pode ser feito de diversas maneiras, mas existem duas medidas da variabilidade genética que são comumente utilizadas: *proporção de locos polimórficos* (P) e *heterozigosidade média* (H).

Segundo Harris (1980), na análise de dados de polimorfismo enzimático, o termo polimórfico especifica uma situação onde indivíduos que ocorrem em uma população natural podem ser classificados em fenótipos claramente distintos, que são determinados por dois ou mais alelos para um dado loco gênico, onde os fenótipos diferentes são relativamente comuns na população. Um loco é considerado polimórfico quando o alelo mais comum tem uma frequência igual ou menor que 0,99 (Morton *et al.*, 1966), significando que 2% dos membros

da população, no mínimo, são heterozigotos (Harris, 1980). Para o cálculo da proporção de locos polimórficos de cada população, utiliza-se a fórmula (cf. Ayala & Valentine, 1979)

$$P = \frac{\text{N}^{\circ} \text{ de locos polimórficos}}{\text{N}^{\circ} \text{ total de locos amostrados}}$$

Em uma população de acasalamento ao acaso, a frequência de heterozigotos observada ( $H_o$ ) de um dado loco pode ser obtida por contagem direta. A heterozigosidade média (H) de uma população é definida como a média de  $H_k$ , ou seja, a heterozigosidade no  $k$ -ésimo loco sobre todos os  $r$  locos amostrados. Assim, H será a frequência média de genótipos heterozigotos por loco (Nei, 1987), que pode ser obtida através da fórmula

$$H = \frac{\sum_{k=1}^r H_k}{r}$$

onde  $r$  é o número de locos amostrados.

Os cálculos dos dados acima também podem ser realizados utilizando-se o programa Fortram Biosys 1 (Swofford & Selander, 1981).

Segundo Nei (1972), a partir dos dados de frequência gênica pode-se calcular a identidade genética (I) (medida de similaridade) ou a distância genética (D) (medida de dissimilaridade), e elas podem ser utilizadas para reduzir espécies ou populações a um nível simples de diferenciação genética.

A distância genética (D) e a identidade genética (I) também podem ser calculadas pelo programa Fortram Biosys 1. Os valores de distância genética (Nei, 1972) podem ser utilizados para a construção de dendrograma através do método UPGMA (Unweighted Pair-Group Method with Arithmetical Average), que é um modelo de agrupamento hierárquico.

A nomenclatura dos locos gênicos que tem sido adotada para peixes é a proposta por Shaklee *et al.* (1990). Cada loco é designado pela abreviação do nome da enzima em itálico, seguido por um número arábico e um asterisco; e letras maiúsculas em itálico, com número após o asterisco, para os alelos. Os locos e alelos geralmente são numerados de acordo com suas mobilidades eletroforéticas, do ânodo (pólo positivo) em direção ao cátodo (pólo negativo).

## ESTUDOS SOBRE A VARIABILIDADE GENÉTICA DE PEIXES DO RIO TIBAGI ATRAVÉS DE MARCADORES ISOENZIMÁTICOS

Almeida & Sodré (1998) e Chiari & Sodré (1999a) realizaram análises de sistemas isoenzimáticos em espécies das famílias Pimelodidae e Anostomidae, respectivamente, coletadas na localidade de Sertanópolis (no baixo Tibagi), com a finalidade de quantificar a variabilidade genética existente nas popula es/espécies e, também, utilizar os dados obtidos para estabelecer a

identidade e a distância genética entre elas, a fim de contribuir para um melhor conhecimento das espécies.

Nesses estudos, sete sistemas protéicos foram analisados: carboxilesterases (EST - E.C.3.1.1.1), fosfoglicomutase (PGM - E.C.5.4.2.2), glicerol-3-fosfato desidrogenase (G-3-PDH - E.C.1.1.1.8), isocitrato desidrogenase (IDHP - E.C.1.1.1.42), lactato desidrogenase (LDH - E.C.1.1.1.27), malato desidrogenase (MDH - E.C.1.1.1.37) e proteínas não-específicas (PT).

Para a análise desses sistemas isoenzimáticos, amostras de tecidos (músculo esquelético, fígado, coração, olho) foram obtidas a partir de material fresco e mantidas em baixa temperatura ( $-20^{\circ}\text{C}$ ) até sua utilização. As amostras de tecidos foram homogeneizadas individualmente em tampão Tris-EDTA pH 7,0 (Degani & Veith, 1990), sendo que na literatura são citados vários tipos de tampão de extração, de acordo com o material de estudo. Após a homogeneização, as amostras foram centrifugadas a 3.000 RPM, por 15 minutos, a  $-4^{\circ}\text{C}$ , e em cada sobrenadante obtido foi embebido papel de amostra, o qual foi aplicado no gel. Após a corrida eletroforética, os géis foram devidamente cortados, corados e desenhados/fotografados. As metodologias de preparo de soluções tampões e de coloração são encontradas na literatura — por exemplo, nos clássicos trabalhos de Shaw & Prasad (1970) e de Harris & Hopkinson (1976).

A tabela 1 sumariza as condições eletroforéticas utilizadas por Almeida & Sodré (1998) e Chiari & Sodré (1999a) nos estudos de marcadores isoenzimáticos dos peixes do rio Tibagi.

#### Família Pimelodidae

Através da análise de seis sistemas isoenzimáticos (MDH, LDH, IDHP, PGM, EST e PT), Almeida & Sodré (1998) detectaram 15 locos em *Iheringichthys labrosus*, e 14 em *Pimelodus maculatus* e em *Pinirampus pirinampu*, pertencentes à família Pimelodidae, as quais

foram coletadas na localidade de Sertanópolis. Mesmo utilizando um pequeno número de sistemas, foi detectado um número maior de locos do que em estudos com outras espécies de peixes, devido à utilização de tecidos diferentes de cada indivíduo. Ressalte-se que existe uma expressão tissular diferencial dos locos.

Na figura 1 (A e B) estão apresentados os perfis eletroforéticos obtidos por Almeida & Sodré (1998) para as três espécies de Pimelodidae.

Com a análise populacional, foi possível calcular a frequência gênica para os diferentes locos detectados, conforme pode ser observado na tabela 2. São polimórficos os locos *EST-4\** em *P. maculatus* e *I. labrosus*, *PGM-1\** nas três espécies, e *mMDH* em *I. labrosus*. Com base nesses dados, a variabilidade genética das três espécies de Pimelodidae, para a localidade de Sertanópolis, foi quantificada, e os valores são apresentados na tabela 3, onde se pode observar que *I. labrosus* apresentou a maior variabilidade genética:  $\bar{P} = 20\%$  e  $\bar{H}_e = 0,083 \pm 0,048$ .

Os valores de distância genética e identidade genética foram calculados com base em Nei (1972) e estão apresentados na tabela 4. O dendrograma construído pelo método UPGMA com os valores da distância genética está apresentado na figura 2.

#### Família Anostomidae

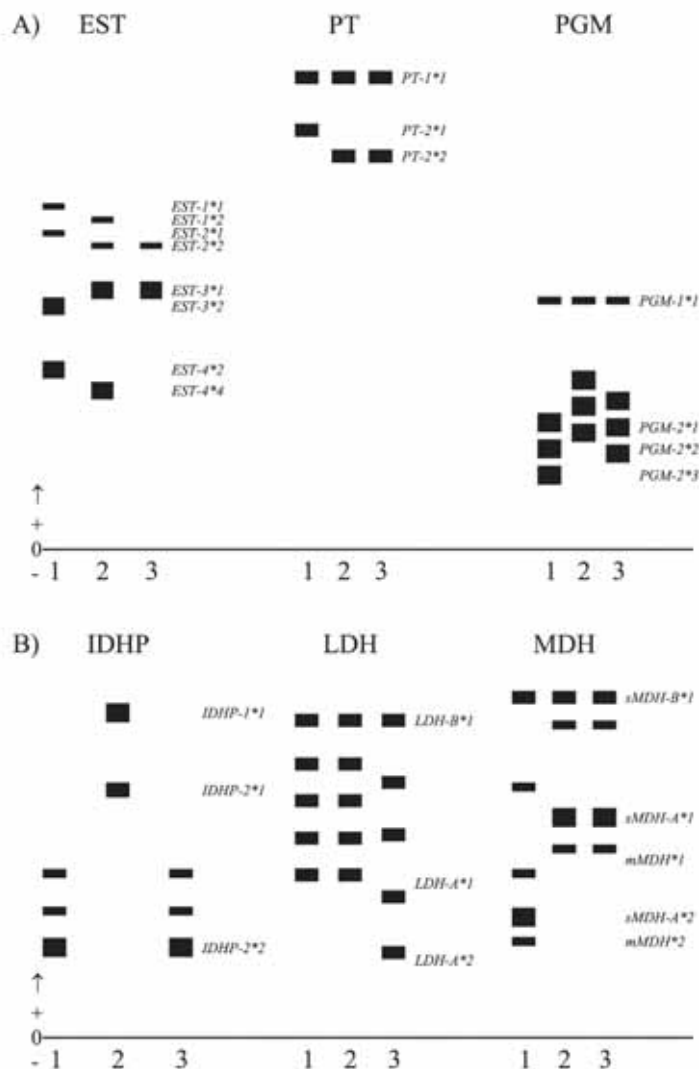
Com relação à família Anostomidae, Chiari & Sodré (1999a) estudaram cinco espécies pertencentes a dois gêneros, *Schizodon* (*S. intermedius* e *S. nasutus*) e *Leporinus* (*L. friderici*, *L. elongatus* e *L. obtusidens*), coletadas no rio Tibagi na localidade de Sertanópolis. A análise de sete sistemas isoenzimáticos (G-3-PDH, MDH, LDH, IDHP, PGM, EST e PT) permitiu a identificação de 19 locos para *L. friderici* e 18 para as outras espécies.

O perfil eletroforético obtido dos diferentes sistemas para as cinco espécies está apresentado na figura 3 (A e B). A análise populacional permitiu o cálculo da

**Tabela 1.** Condições eletroforéticas utilizadas para a análise dos diferentes sistemas protéicos em peixes do rio Tibagi.

Sistema protéico	Sistema tampão		Tempo migração (Hs)	Voltagem por cm gel <sup>-1</sup>
	Cuba	Gel		
MDH	Tris-Citrato	66,7 mL do	17	3,5
LDH	pH 7,0 0,155-0,043 M	tampão da cuba: por 1 L H <sub>2</sub> O dest.		
PGM	TEMM	1 : 10	6	2,5
G-3-PDH	pH 7,4 0,22 M	tampão da cuba		
IDHP	Fosfato-Citrato	1 : 40	17	3,5
	pH 5,9 0,25 - 0,15 M	tampão da cuba		
EST	Borato	Tris-Citrato	6	2,5
PT	pH 8,0 0,3 M	pH 8,0 0,017-0,0023 M		





**Figura 1.** Representação esquemática de todos os alelos dos diferentes locos de seis sistemas isoenzimáticos analisados em três espécies da família Pimelodidae. A - Carboxilesterases (EST); Proteínas não-específicas (PT); Fosfoglicomutase (PGM); B - Isocitrato desidrogenase (IDHP); Lactato desidrogenase (LDH); Malato desidrogenase (MDH). Amostras: 1 - *Pimelodus maculatus*; 2 - *Iheringichthys labrosus*; 3 - *Pinirampus pirinampu*.

freqüência gênica dos diferentes locos (tab. 5). Dos locos analisados, nove são polimórficos: *PT-1\**, *PGM-1\** e *PGM-2\** para as cinco espécies; *PGM-3\** para as três espécies de *Leporinus*; *PT-2\** para *S. nasutus*; *IDHP-1\** para *L. elongatus*; e *EST-3\**, *LDH-A\** e *LDH-B\** para *L. friderici*. Utilizando os dados de freqüência gênica foi possível quantificar a variabilidade genética das cinco espécies de Anostomidae da localidade de Sertanópolis (tab. 6), onde *L. friderici* apresentou o maior valor de P (36%) e de Ho ( $0,109 \pm 0,042$ ), e *L. elongatus* a maior He ( $0,142 \pm 0,054$ ).

Os valores obtidos de distância genética (D) e de identidade genética (I) para essas espécies, calculados com base em Nei (1972), estão apresentados na tabela 7, a qual mostra a grande similaridade genética entre *S. intermedius* e *S. nasutus* (0,962), e entre *L. elongatus* e *L. obtusidens* (0,949). Das três espécies de *Leporinus* analisadas, *L. friderici* foi a que apresentou o menor valor de D em relação a *S. intermedius* e *S. nasutus* (0,251 e 0,213, respectivamente) (tab. 7), como pode

ser observado no dendrograma (fig. 4) construído com os valores de D pelo método UPGMA

### Considerações sobre os Dados de Variabilidade Genética em Peixes do Rio Tibagi, Obtidos Através de Marcadores Isoenzimáticos

O número de locos detectados e a expressão tissular diferencial dos vários sistemas isoenzimáticos analisados foram, na sua maioria, consistentes com os padrões eletroforéticos, as inferências genéticas e a estrutura molecular das proteínas descritos para outras espécies de peixes (Panepucci *et al.*, 1984; Degani & Veith, 1990; Monteiro *et al.*, 1991; Farias & Almeida-Val, 1992; Matthiensen *et al.*, 1993; Vernau *et al.*, 1994; Johansen & Naevdal, 1995; Karakousis *et al.*, 1995; Revaldaves *et al.*, 1997; Zawadzki *et al.*, 1999).

A maioria dos peixes ósseos possui o loco *LDH-C\**, o qual acredita-se ter se originado através de duplicação do loco *LDH-B\** (Basaglia, 1989; Rao *et al.*,

**Tabela 2.** Freqüência gênica dos locos detectados para *Pimelodus maculatus*, *Iheringichthys labrosus* e *Pinirampus pirinampu* coletados no rio Tibagi, localidade de Sertãoópolis. N = número de indivíduos analisados.

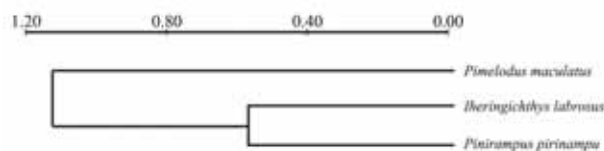
Loco	Alelos	N	<i>P. maculatus</i>	N	<i>I. labrosus</i>	N	<i>P. pirinampu</i>
<i>EST-1*</i>	<i>EST-1*1</i>	73	1,000	16	-	8	-
	<i>EST-1*2</i>	73	-	16	1,000	8	-
<i>EST-2*</i>	<i>EST-2*1</i>	73	1,000	16	-	8	-
	<i>EST-2*2</i>	73	-	16	1,000	8	1,000
<i>EST-3*</i>	<i>EST-3*1</i>	73	-	16	1,000	8	1,000
	<i>EST-3*2</i>	73	1,000	16	-	8	-
<i>EST-4*</i>	<i>EST-4*1</i>	73	0,096	16	-	8	-
	<i>EST-4*2</i>	73	0,904	16	-	8	-
	<i>EST-4*3</i>	73	-	16	0,656	8	-
	<i>EST-4*4</i>	73	-	16	0,344	8	-
<i>PT-1*</i>	<i>PT-1*1</i>	52	1,000	16	1,000	8	1,000
<i>PT-2*</i>	<i>PT-2*1</i>	52	1,000	16	-	8	-
	<i>PT-2*2</i>	52	-	16	1,000	8	1,000
<i>PGM-1*</i>	<i>PGM-1*1</i>	55	0,236	14	0,571	8	0,188
	<i>PGM-1*2</i>	55	0,391	14	0,357	8	0,188
	<i>PGM-1*3</i>	55	0,255	14	0,071	8	0,563
	<i>PGM-1*4</i>	55	0,118	14	0,000	8	0,063
<i>PGM-2*</i>	<i>PGM-2*1</i>	56	-	14	1,000	8	-
	<i>PGM-2*2</i>	56	-	14	-	8	1,000
	<i>PGM-2*3</i>	56	1,000	14	-	8	-
<i>IDHP-1*</i>	<i>IDHP-1*1</i>	78	-	16	1,000	8	-
<i>IDHP-2*</i>	<i>IDHP-2*1</i>	73	-	16	1,000	8	-
	<i>IDHP-2*2</i>	73	1,000	16	-	8	1,000
<i>LDH-B*</i>	<i>LDH-B*1</i>	87	1,000	17	1,000	7	1,000
<i>LDH-A*</i>	<i>LDH-A*1</i>	87	1,000	17	1,000	7	-
	<i>LDH-A*2</i>	87	-	17	-	7	1,000
<i>MDH-B*</i>	<i>MDH-B*1</i>	87	1,000	17	1,000	7	1,000
<i>MDH-A*</i>	<i>MDH-A*1</i>	87	-	17	1,000	7	1,000
	<i>MDH-A*2</i>	87	1,000	17	-	7	-
<i>mMDH*</i>	<i>mMDH*1</i>	87	-	17	0,882	7	1,000
	<i>mMDH*2</i>	87	1,000	17	0,118	7	-

**Tabela 3.** Análise estatística da variabilidade genética de *Pimelodus maculatus*, *Iheringichthys labrosus* e *Pinirampus pirinampu* coletados no rio Tibagi, localidade de Sertãoópolis. L = número de locos amostrados; N = número de indivíduos analisados; NA = número médio de alelos por locos; P = proporção de locos polimórficos; Ho e He = heterozigosidade média observada e esperada (Nei, 1978); o desvio padrão é dado entre parênteses.

Variável	<i>P. maculatus</i>	<i>I. labrosus</i>	<i>P. pirinampu</i>
L	14	15	14
N	87	17	8
NA	1,30 (0,2)	1,30 (0,2)	1,20 (0,2)
P (0,99)	13,33	20,00	6,67
Ho	0,027 (0,019)	0,062 (0,037)	0,042 (0,042)
He	0,060 (0,049)	0,083 (0,048)	0,043 (0,043)

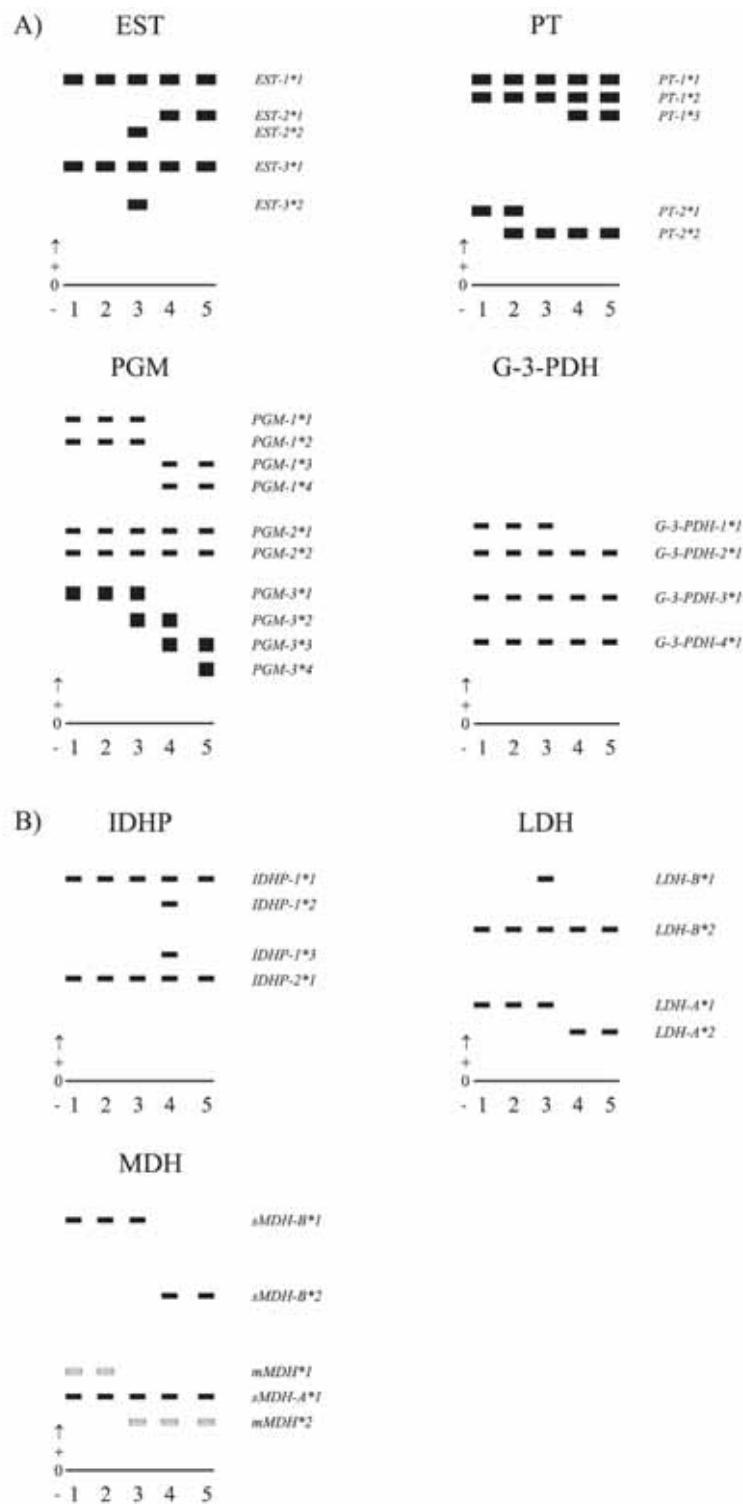
**Tabela 4.** Distância genética (diagonal abaixo) e identidade genética (acima) (Nei, 1972) das espécies *Pimelodus maculatus*, *Iheringichthys labrosus* e *Pinirampus pirinampu*, coletadas no rio Tibagi, localidade de Sertãoópolis.

Espécies	<i>P. maculatus</i>	<i>I. labrosus</i>	<i>P. pirinampu</i>
<i>P. maculatus</i>	-	0,316	0,370
<i>I. labrosus</i>	1,152	-	0,575
<i>P. pirinampu</i>	0,995	0,554	-



**Figura 2.** Dendrograma obtido pelo método UPGMA a partir dos dados de distância genética (Nei, 1972) para as espécies *Pimelodus maculatus*, *Iheringichthys labrosus* e *Pinirampus pirinampu* coletadas em Sertãoópolis (PR).

1989). O loco *LDH-C\**, nos peixes ósseos, mostra um padrão diferencial de regulação da expressão tecidual nos diferentes táxons. Ordens primitivas desses peixes têm expressão generalizada nos diferentes tecidos, enquanto representantes das ordens mais avançadas apresentam um padrão tecidual especializado (Basaglia, 1989; Rao *et al.*, 1989). No presente estudo não foi detectada a expressão do loco *LDH-C\** em nenhum dos tecidos analisados (fígado, músculo esquelético, coração e olho) tanto das espécies estudadas da família Pimelodidae como da família Anostomidae. Whitt (1975), Panepucci *et al.* (1984) e Rao *et al.* (1989) observaram



**Figura 3.** Representação esquemática de todos os alelos dos diferentes locos de sete sistemas isoenzimáticos analisados em cinco espécies da família Anostomidae. **A** - Carboxilesterases (EST); Proteínas não-específicas (PT); Fosfoglicomutase (PGM); Glicerol-3-fosfato desidrogenase (G-3-PDH); **B** - Isocitrato desidrogenase (IDHP); Lactato desidrogenase (LDH); Malato desidrogenase (MDH). Amostras: 1 - *Schizodon intermedius*; 2 - *S. nasutus*; 3 - *Leporinus friderici*; 4 - *L. elongatus*; 5 - *L. obtusidens*.

a ausência do loco *LDH-C\** na ordem dos Siluriformes, à qual pertence *Pimelodus maculatus*, *Iheringichthys labrosus* e *Pinirampus pinirampu*. Estudos sobre o sistema da lactato desidrogenase (LDH) realizados por Panepucci *et al.* (1984) em várias espécies de Anostomidae, incluindo as espécies analisadas por Chiari &

Sodré (1999a) (exceto *S. intermedius*) e quatro espécies de *Leporinus* (inclusive *L. friderici*) analisadas por Renno *et al.* (1989), também não detectaram a presença do loco *LDH-C\**.

Na análise da quantificação da variabilidade genética para a família Pimelodidae (tab. 3), a proporção de locos

**Tabela 5.** Frequência gênica dos 19 locos observados em *Schizodon intermedius*, *S. nasutus*, *Leporinus elongatus*, *L. friderici* e *L. obtusidens* coletados no rio Tibagi, localidade de Sertanópolis.

Loco	Alelos	<i>S. intermedius</i>	<i>S. nasutus</i>	<i>L. friderici</i>	<i>L. elongatus</i>	<i>L. obtusidens</i>
<i>EST-1*</i>	<i>EST-1*1</i>	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
<i>EST-2*</i>	<i>EST-2*1</i>	-	-	-	1,000	1,000
	<i>EST-2*2</i>	-	-	1,000	-	-
<i>EST-3*</i>	<i>EST-3*1</i>	1,000	1,000	0,692	1,000	1,000
	<i>EST-3*2</i>	-	-	0,308	-	-
<i>PT-1*</i>	<i>PT-1*1</i>	0,604	0,375	0,375	0,400	0,333
	<i>PT-1*2</i>	0,396	0,625	0,625	0,440	0,528
	<i>PT-1*3</i>	-	-	-	0,160	0,139
<i>PT-2*</i>	<i>PT-2*1</i>	1,000	0,800	-	-	-
	<i>PT-2*2</i>	-	0,200	1,000	1,000	1,000
<i>PGM-1*</i>	<i>PGM-1*1</i>	0,526	0,750	0,800	-	-
	<i>PGM-1*2</i>	0,474	0,250	0,200	-	-
	<i>PGM-1*3</i>	-	-	-	0,667	0,818
	<i>PGM-1*4</i>	-	-	-	0,333	0,182
<i>PGM-2*</i>	<i>PGM-2*1</i>	0,820	0,750	0,700	0,700	0,615
	<i>PGM-2*2</i>	0,180	0,250	0,300	0,300	0,385
	<i>PGM-3*1</i>	1,000	1,000	0,313	-	-
<i>PGM-3*</i>	<i>PGM-3*2</i>	-	-	0,688	0,405	-
	<i>PGM-3*3</i>	-	-	-	0,595	0,882
	<i>PGM-3*4</i>	-	-	-	-	0,118
<i>G-3-PDH-1*G-3-PDH-1*1</i>	1,000	1,000	1,000	-	-	
<i>G-3-PDH-2*G-3-PDH-2*1</i>	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	
<i>G-3-PDH-3*G-3-PDH-3*1</i>	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	
<i>G-3-PDH-4*G-3-PDH-4*1</i>	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	
<i>IDHP-1*</i>	<i>IDHP-1*1</i>	1,000	1,000	1,000	0,667	1,000
	<i>IDHP-1*2</i>	-	-	-	0,250	-
	<i>IDHP-1*3</i>	-	-	-	0,083	-
<i>IDHP-2*</i>	<i>IDHP-2*1</i>	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
<i>LDH-A*</i>	<i>LDH-A*1</i>	1,000	1,000	0,957	-	-
	<i>LDH-A*2</i>	-	-	0,043	1,000	1,000
<i>LDH-B*</i>	<i>LDH-B*1</i>	-	-	0,114	-	-
	<i>LDH-B*2</i>	1,000	1,000	0,886	1,000	1,000
<i>sMDH-A*</i>	<i>sMDH-A*1</i>	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
<i>sMDH-B*</i>	<i>sMDH-B*1</i>	1,000	1,000	1,000	-	-
	<i>sMDH-B*2</i>	-	-	-	1,000	1,000
<i>mMDH*</i>	<i>mMDH*1</i>	1,000	1,000	-	-	-
	<i>mMDH*2</i>	-	-	1,000	1,000	1,000

polimórficos (P) foi de 20,0, 13,33 e 6,67% para *I. labrosus*, *P. maculatus* e *P. pirinampu*, respectivamente; nas espécies da família Anostomidae estudadas, os valores de P variaram de 16,7%, em *S. intermedius*, a 36,8% em *L. friderici* (tab. 6). Na literatura são poucos os trabalhos sobre peixes que trazem o valor de P. O trabalho clássico é o de Nevo (1978), que estimou, a partir de dados existentes na literatura, um valor médio de P de 15,2% para 51 espécies de Teleostei. Renno *et al.* (1989) observaram valor de P de 33% para *L. friderici* coletado na Guiana Francesa. Estudos realizados em espécies de peixes de rios brasileiros mostram valores de P de 33% para *Prochilodus lineatus* do rio Paraná (Revaldaves *et al.*, 1997) e de 11,45% a 19,33% em três espécies do gênero *Hypostomus* do rio Iguçu (Zawadzki *et al.*, 1999).

Dessa forma, pode-se concluir que os dados de proporção de locos polimórficos das espécies de peixes do rio Tibagi analisadas são compatíveis aos da literatura, com exceção de *P. pirinampu* (P = 6,67%).

Com relação aos dados de heterozigidade média, os menores valores estimados foram para *P. pirinampu* ( $H_e = 0,043 \pm 0,043$ ), dentre os Pimelodidae analisados; entre as cinco espécies de Anostomidae, *S. intermedius* teve a menor ( $H_e = 0,072 \pm 0,038$ ), e *L. elongatus* a maior ( $H_e = 0,142 \pm 0,054$ ) (tabs. 3 e 6).

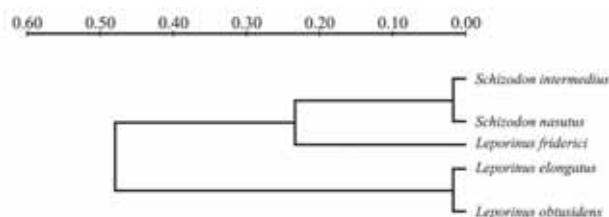
Segundo Ward *et al.* (1992), no grupo de vertebrados, para as diversas classes as estimativas de heterozigidade média ( $H_e$ ), em ordem decrescente de valores, são as seguintes:  $0,109 \pm 0,006$ , para anfíbios;  $0,078 \pm 0,007$  para répteis;  $0,068 \pm 0,005$  para aves;  $0,067 \pm 0,004$

**Tabela 6.** Análise estatística da variabilidade genética de *Schizodon intermedius*, *S. nasutus*, *Leporinus elongatus*, *L. friderici* e *L. obtusidens* coletados no rio Tibagi, localidade de Sertanópolis. L = número de locos amostrados; N = número de indivíduos analisados; NA = número médio de alelos por locos; P = proporção de locos polimórficos; Ho e He = heterozigosidade média observada e esperada (Nei, 1978); o desvio padrão é dado entre parênteses.

Variável	<i>S. intermedius</i>	<i>S. nasutus</i>	<i>L. friderici</i>	<i>L. elongatus</i>	<i>L. obtusidens</i>
L	18	18	19	18	18
N	148	22	27	57	34
NA	1,2 (0,1)	1,2 (0,1)	1,4 (0,1)	1,4 (0,2)	1,3 (0,1)
P (0,99)	16,7	22,2	36,8	27,8	22,2
Ho	0,027 (0,015)	0,055 (0,031)	0,109 (0,042)	0,075 (0,036)	0,056 (0,036)
He	0,072 (0,038)	0,092 (0,040)	0,132 (0,046)	0,142 (0,054)	0,090 (0,042)

**Tabela 7.** Distância genética (diagonal abaixo) e identidade genética (acima) (Nei, 1972) para as espécies *Schizodon intermedius*, *S. nasutus*, *Leporinus friderici*, *L. elongatus* e *L. obtusidens* coletadas no rio Tibagi, localidade de Sertanópolis.

Espécies	<i>S. intermedius</i>	<i>S. nasutus</i>	<i>L. friderici</i>	<i>L. elongatus</i>	<i>L. obtusidens</i>
<i>S. intermedius</i>	-	0,962	0,749	0,568	0,570
<i>S. nasutus</i>	0,038	-	0,787	0,581	0,588
<i>L. friderici</i>	0,251	0,213	-	0,676	0,671
<i>L. elongatus</i>	0,432	0,419	0,324	-	0,949
<i>L. obtusidens</i>	0,430	0,412	0,329	0,051	-



**Figura 4.** Dendrograma obtido pelo método UPGMA a partir dos dados de distância genética (Nei, 1972) para as espécies *Schizodon intermedius*, *S. nasutus*, *Leporinus friderici*, *L. elongatus* e *L. obtusidens* coletadas em Sertanópolis (PR).

para mamíferos; e  $0,051 \pm 0,003$  para peixes. O valor de He obtido para peixes foi estimado a partir de dados de 150 espécies, marinhas e de água doce. Para *Prochilodus lineatus* do rio Paraná, Revaldaves *et al.* (1997) estimaram um valor de He de 0,132, enquanto que em *Hypostomus derbyi*, uma espécie sedentária, o valor é de 0,011 (Zawadzki *et al.*, 1999).

Conforme citado por Ward *et al.* (1992), os fatores que afetam grandemente as estimativas de heterozigosidade média e que podem dificultar a comparação entre espécies são: enzimas e proteínas com diferentes funções, pois apresentam níveis de heterozigosidade variáveis; a representação das mesmas nos locos amostrados em diferentes organismos é igualmente variável; além disso, a maioria dos estudos sobre variabilidade genética utiliza menos que 30 locos por espécie. Realmente, a maioria dos trabalhos de estimativa de heterozigosidade tem utilizado de 15 a 30 locos, o que para muitos autores é suficiente, pois as estimativas de heterozigosidade mudam muito pouco quando o número de locos amostrados excede 20 (cf. Torggler *et al.*, 1995).

## MARCADORES DE DNA

O avanço da biologia molecular possibilitou o desenvolvimento de técnicas que permitem a análise da variabilidade genética em nível da molécula de DNA. Os marcadores de DNA são vantajosos para a caracterização de recursos genéticos porque representam somente a variação genética, não estando, portanto, sujeitos a influências ambientais.

A observação direta da variabilidade do DNA veio com o isolamento de endonucleases de restrição. Essas enzimas cortam o DNA em seqüências nucleotídicas específicas, produzindo fragmentos de tamanho variável, que podem ser separados por eletroforese e que permitem um estudo direto da variação da seqüência de DNA (Ward & Grewe, 1994). Foram desenvolvidas técnicas baseadas na utilização dessas enzimas, como, por exemplo, o polimorfismo no comprimento de fragmentos de restrição (RFLP). Muitas das aplicações iniciais dessas metodologias utilizaram o DNA mitocondrial e, mais tarde, o DNA nuclear (O'Brien, 1994).

O desenvolvimento do processo de reação de polimerase em cadeia (PCR), por Mullis & Faloona (1987), levou à descrição de marcadores moleculares que requeriam pequenas quantidades de DNA para a amplificação e a análise, tais como: polimorfismo de DNA amplificado ao acaso (RAPD), marcadores microsátélites e polimorfismo de comprimento de fragmentos amplificados (AFLP), entre muitos outros.

Um dos aspectos mais fundamentais da revolução causada pela PCR foi a possibilidade de se gerar grandes quantidades de DNA de segmentos específicos do genoma; entretanto, essa técnica apresentava uma limitação:

a construção de *primers* (seqüência de nucleotídeos complementar a uma fita do DNA molde e que tem um final 3'OH livre para a adição de novos nucleotídeos pela DNA polimerase) para a amplificação dependia do conhecimento prévio das seqüências de nucleotídeos que flanqueiam o fragmento de DNA de interesse. O grande avanço surgiu em 1990, com a idéia de se utilizar *primers* mais curtos (dez a 15 bases), de seqüência arbitrária, eliminando assim a necessidade do conhecimento prévio das seqüências flanqueadoras. Para que ocorra a amplificação de um fragmento do genoma analisado, a seqüência *primer* deve reconhecer um sítio de homologia em uma das fitas e também reconhecer o mesmo sítio na fita complementar da molécula de DNA; o fragmento entre os sítios será amplificado se estiver dentro do limite da PCR.

Essa técnica foi desenvolvida independentemente por Williams *et al.* (1990), que a patentearam com o nome mais comumente utilizado, RAPD (Random Amplified Polymorphic DNA) [polimorfismo de DNA amplificado ao acaso], e por Welsh & McClelland (1990), que propuseram o nome de AP-PCR (Arbitrarily Primed-Polymerase Chain Reaction), uma vez que os *primers* possuem seqüência arbitrária mas a amplificação, tecnicamente, não ocorre ao acaso, e sim em lugares específicos do genoma.

Segundo Fungaro & Vieira (1998), o sucesso da técnica de RAPD deve-se ao fato de que ela requer pequena quantidade de DNA e é capaz de revelar alto grau de marcas polimórficas, além de ser um método rápido e passível de ser automatizado.

Para a utilização da técnica de RAPD, três etapas devem ser seguidas: 1) Extração de DNA: a extração de DNA genômico, através de protocolos adequados ao material em estudo, é a maneira pela qual se obtém cópias do DNA alvo que serão utilizadas como molde na reação de amplificação; 2) Quantificação do DNA extraído: a estimativa da quantidade de DNA genômico obtida pode ser realizada através de fluorímetro ou de quantificação comparativa com DNA comercial, por meio de eletroforese em gel de agarose; 3) Reação de amplificação (PCR): é nessa fase que um determinado segmento será duplicado algumas milhares de vezes. A duplicação de DNA *in vitro* se dá de maneira semelhante àquela que ocorre dentro da célula, exigindo basicamente os mesmos componentes: DNA molde, desoxinucleotídeos trifosfatados (dNTP), DNA polimerase e *primers*. A reação de amplificação, utilizando o sistema da PCR, consiste em repetidos ciclos (30 a 40), onde cada ciclo compreende três etapas, que diferem quanto à temperatura. Inicialmente, a temperatura de 90 a 95°C provoca a desnaturação do DNA; a seguir ocorre pareamento dos *primers*, com a região de homologia à temperatura de 37 a 55°C, dependendo da composição e do tamanho dos *primers*; e, finalmente, a 72°C ocorre a elongação da seqüência alvo pela enzima *Taq* DNA polimerase; 4)

Eletroforese do produto da reação: os fragmentos de DNA amplificados são submetidos a uma eletroforese, geralmente em gel de agarose 1,4 a 2,0%, e podem ser visualizados através da coloração com brometo de etídeo sob luz ultravioleta (Weising *et al.*, 1995; Ferreira & Grattapaglia, 1996; Almeida, 1998; Fungaro & Vieira, 1998).

A técnica de RAPD tem algumas limitações: os genótipos heterozigotos não são diretamente discriminados dos homozigotos; o fenótipo do polimorfismo é usualmente dominante e visto como presença ou ausência de uma banda (fragmento); algumas bandas obtidas a partir de amplificação de *primers* arbitrários são fáceis e claramente interpretadas, enquanto outras são ambíguas.

Algumas aplicações da análise genética utilizando RAPD são: *fingerprint* (impressão digital de DNA), mapeamento genético, identificação de variedades e espécies, análise de parentesco e detecção da variabilidade genética. Os agrupamentos baseados em distância ou similaridade genética, gerados a partir de dados de RAPD, têm permitido a elucidação de uma série de problemas taxonômicos.

#### ESTUDOS SOBRE A VARIABILIDADE GENÉTICA DE PEIXES DO RIO TIBAGI ATRAVÉS DE MARCADORES DE DNA (RAPD)

Espécies das famílias Pimelodidae e Anostomidae foram estudadas através da técnica de RAPD por Almeida & Sodré (1999) e Chiari & Sodré (1999b), respectivamente, visando quantificar a variabilidade genética dentro e entre populações e estimar a similaridade genética entre as espécies estudadas, bem como contribuir para um melhor conhecimento dessas espécies.

Os peixes pertencentes a essas famílias foram coletados ao longo do rio Tibagi. As localidades utilizadas para as coletas foram agrupadas em baixo Tibagi (bT), médio Tibagi (mT) e alto Tibagi (aT). As localidades possuem algumas características distintas, em parâmetros geológicos, físicos e biológicos. Na localidade de Sertaneja (bT) as águas são lênticas, devido à influência do represamento do rio Paranapanema (represa Capivara). A jusante da localidade de Tibagi (aT) (cerca de 50 km) ocorre o barramento do rio Tibagi pela Usina Hidrelétrica Getúlio Vargas, a qual possui uma "escada" para os peixes.

Imediatamente após a coleta dos peixes foram retiradas amostras de sangue e/ou músculo esquelético, que foram mantidas em *freezer* a -20°C. O material de estudo encontra-se depositado no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (UEL).

Existem várias metodologias que são utilizadas para extração de DNA. Nos estudos com peixes do rio Tibagi o DNA tem sido extraído de células sanguíneas de acordo com a metodologia proposta por Fairbanks *et*

al. (1993), modificada por Almeida *et al.* (1997); e de músculo esquelético segundo a técnica de Shiozawa *et al.* (1992), modificada por Almeida (1998). Da mesma forma, existem na literatura técnicas para a quantificação do DNA — no presente caso, essa quantificação foi estimada comparativamente com o DNA do fago  $\lambda$  de fonte comercial em diferentes concentrações (cf. Almeida, 1998).

Para a amplificação do DNA, o protocolo utilizado tem sido o proposto por Almeida (1998), que realizou uma otimização das concentrações de  $MgCl_2$  e de DNA para peixes, que são essenciais para o sucesso da técnica. Os *primers* utilizados nas reações de amplificação foram os oligonucleotídeos, contendo dez bases cada, provenientes dos kits OPW, OPAM e OPAK (Operon Technologies Inc.). A tabela 8 sumariza os componentes das reações de amplificação e suas respectivas concentrações, utilizadas por Almeida & Sodré (1999) e Chiari & Sodré (1999b).

Para as reações de amplificação do DNA, as condições que deram melhores resultados foram 40 ciclos de 40 segundos a 92°C, um minuto e 30 segundos a 40°C, e dois minutos a 72°C, realizados em termociclador (MJ modelo PTC 100). Os produtos de RAPD obtidos foram separados por eletroforese, e os géis corados por brometo de etídio e fotografados.

Para a análise comparativa de cada espécie, foram colocados, em um mesmo gel, para cada um dos *primers* utilizados, todos os indivíduos de cada uma das localidades, para a realização de uma análise intra e interpopulacional. E para a análise comparativa entre as espécies, foram colocados, em um mesmo gel, para cada um dos *primers*, quatro ou cinco indivíduos de cada espécie. Dessa forma é possível observar a presença ou não de possíveis marcadores gênero-específicos ou espécie-específicos.

Os perfis de RAPD foram determinados por comparação direta dos perfis eletroforéticos do DNA amplificado, para os indivíduos de cada espécie, com cada um dos *primers*.

Os dados obtidos por amplificação ao acaso do DNA (RAPD) foram analisados pelo programa NTSYS-PC (Rohlf, 1988), tendo sido introduzidos na forma de

variáveis binárias, ou seja, o número um significando presença da banda, e o zero a ausência. Desse modo o programa construiu uma matriz de similaridade, utilizando o coeficiente de similaridade de Jaccard (J), calculado de acordo com a fórmula  $J = N/P$ , onde N é o número de concordâncias positivas e P o número total de variáveis menos concordâncias negativas.

Dessa forma o coeficiente de Jaccard leva em conta apenas as discordâncias e as concordâncias positivas, quanto à presença ou ausência de bandas, desconsiderando as concordâncias negativas. Quanto maior a semelhança entre dois indivíduos, maior é o coeficiente de similaridade. As unidades foram agrupadas através do método UPGMA, que permite a construção de dendrogramas.

O cálculo de proporção de locos polimórficos (P) para cada uma das espécies em cada uma das localidades foi baseado em Ayala & Valentine (1979). A proporção de locos polimórficos média (Pm) para cada espécie foi estimada pela soma de P obtida em cada localidade dividida pelo número de localidades analisadas para a espécie.

#### Família Pimelodidae

Através da utilização da técnica de RAPD, Almeida & Sodré (1999) analisaram as seguintes espécies da família Pimelodidae: *Pinirampus pinirampu* (Spix, 1829), *Pimelodus maculatus* Lacép de, 1803, *Pimelodus aff. absconditus* Azpelicueta, 1995, *Iheringichthys labrosus* (Kroyer, 1874), *Pimelodella aff. avanhandavae* Eigenmann, 1917 e *Pimelodella aff. meeki* Eigenmann, 1910, coletadas em Sertaneja, Jataizinho e Londrina (bT), em Sapopema (mT) e em Tibagi (aT) (tab. 9).

No levantamento ictiofaunístico realizado por Benemann *et al.* (1995) em cinco localidades ao longo do rio Tibagi, não foi detectada a presença de *P. aff. absconditus*. Segundo Azpelicueta (1995), *P. absconditus* é conhecido em várias localidades ao longo dos rios Uruguai e Paraná, em seus tributários e no lago La Salada, que é conectado ao rio Paraguai. Segundo essa autora, *P. absconditus* tem sido confundido com *P. maculatus*,

**Tabela 8.** Componentes da reação de amplificação do DNA e respectivas concentrações utilizadas em uma reação de RAPD em peixes do rio Tibagi.

Componentes	Concentração estoque	Volume na reação	( $\mu$ L)	Concentração final
H <sub>2</sub> O milli Q	-	3,38	5,80	Qsp
Tampão (100mM Tris-HCl pH 8,4, 500mM KCl)	10×	1,50	2,50	1×
dNTP	2,50 mM	1,50	2,50	250,00 $\mu$ M
MgCl <sub>2</sub>	10,00 mM	4,50	7,50	3,00 mM
Primer	2,50 mM	1,50	2,50	250,00 $\mu$ M
Taq DNA polimerase	5,00 U/ $\mu$ L	0,12	0,20	1,00 U
DNA	5,00 ng/ $\mu$ L	2,50	4,00	20,00 ng/ $\mu$ L
Total		15,00 $\mu$ L	25,00 $\mu$ L	

**Tabela 9.** Número total de locos amostrados, proporção de locos polimórficos (P), número de exemplares analisados (N) e proporção média de locos polimórficos (Pm) das espécies estudadas da família Pimelodidae e seus locais de coleta no rio Tibagi.

Espécies	Total de locos	Sertaneja	Jataizinho	Londrina	Sapopema	Tibagi	Pm
		P	P	P	P	P	
<i>Pimelodus maculatus</i>	95	0,526 (N=10)	-	0,295 (N=4)	0,084 (N=2)	-	0,302
<i>Pimelodus aff. absconditus</i>	140	-	-	0,229 (N=2)	0,414 (N=3)	0,779 (N=7)	0,474
<i>Iheringichthys labrosus</i>	147	0,537 (N=11)	-	0,578 (N=6)	0,646 (N=7)	0,388 (N=3)	0,537
<i>Pinirampus pirinampu</i>	114	0,272 (N=12)	-	-	-	-	-
<i>Pimelodella aff. avanhandavae</i>	80	0,188 (N=10)	-	-	-	-	-
<i>Pimelodella aff. meeki</i>	115	-	0,583 (N=4)	0,522 (N=9)	0,174 (N=2)	0,452 (N=4)	0,432

devido ao padrão de pintas; e com as espécies do gênero *Iheringichthys*, devido aos lábios finos.

Com relação ao gênero *Pimelodella*, Bennemann *et al.* (1995) não mencionaram sua presença no levantamento ictiofaunístico realizado. Posteriormente, a equipe de ictiologia da UEL, em coletas realizadas, detectou a presença das duas espécies desse gênero: *Pimelodella aff. avanhandavae* e *Pimelodella aff. meeki*.

A técnica de RAPD também foi utilizada para obter dados que contribuam para a distinção entre *P. maculatus*, *P. aff. absconditus* e *I. labrosus*, e entre as duas espécies de *Pimelodella*, bem como para um melhor entendimento da classificação das espécies e dos gêneros da ordem Siluriformes.

Nos estudos dessa família, foram testados 24 *primers*, sendo que somente sete (OPW 1, OPW 7, OPW 8, OPW 9, OPW 13, OPAM 7 e OPAM 9) foram selecionados para estudar a variabilidade do DNA com base no número de bandas obtido e na qualidade dos seus produtos de amplificação. Na tabela 9 é apresentado o número total de locos (cada banda um loco) amostrados para cada espécie com a utilização desses *primers*, bem como o valor da proporção de locos polimórficos (P) (polimorfismo dado pela presença ou ausência da banda) por localidade e a proporção média de locos polimórficos (Pm) de cada espécie.

Como pode ser observado na tabela 9, nas espécies coletadas em mais de uma localidade (*I. labrosus*, *P. maculatus*, *P. aff. absconditus* e *Pimelodella aff. meeki*), o pequeno número de indivíduos analisados em algumas delas coincide com um baixo valor de variabilidade genética para as mesmas. Por outro lado, *Pimelodella aff. avanhandavae* e *Pinirampus pirinampu*, coletadas somente em Sertaneja, mesmo com um número maior de indivíduos analisados apresentaram as menores taxas de variabilidade genética.

*Iheringichthys labrosus* foi a espécie que apresentou a maior variabilidade genética (Pm = 53,7%), fato também observado por Almeida & Sodré (1998), conforme apresentado na tabela 3, através da utilização de marca-

dores isoenzimáticos. Segundo Weising *et al.* (1995), resultados consistentes têm sido reportados em muitos casos onde duas ou mais técnicas moleculares são utilizadas para a investigação do mesmo material. Por exemplo, populações com alto nível de variação alozímica usualmente exibem altos níveis de polimorfismo também com técnicas de DNA, como observado em *I. labrosus*. Bennemann *et al.* (1995) coletaram *I. labrosus* em quatro das cinco localidades utilizadas no levantamento ictiofaunístico, sendo que em Ipiranga (aT) obtiveram o menor número de exemplares. Conforme pode ser observado na tabela 9, essa espécie foi coletada em quatro das cinco localidades avaliadas, sendo que o menor número de indivíduos obtidos também foi no alto Tibagi. Segundo Nei (1977), valores mais altos de variabilidade genética são esperados para espécies que ocupam ampla distribuição em ambientes heterogêneos. Por outro lado, o menor valor de P encontrado em Tibagi pode estar relacionado com o baixo número de exemplares analisados.

Essas observações podem ser aplicadas a *P. aff. absconditus*, segunda espécie com maior taxa de variabilidade genética, e que foi encontrada em Londrina (bT), Sapopema (mT) e Tibagi (aT). Sendo que o menor valor de P encontrado pode estar relacionado ao baixo número de exemplares analisados (tab. 9).

*Pimelodus maculatus* é uma espécie de grande importância econômica, sendo que o número de exemplares capturados nas coletas do grupo de ictiologia da UEL vem diminuindo, provavelmente devido à sobrepesca. O pequeno número de indivíduos analisados em Sapopema e Londrina (tab. 9) pode ter influenciado os valores de variabilidade genética obtidos.

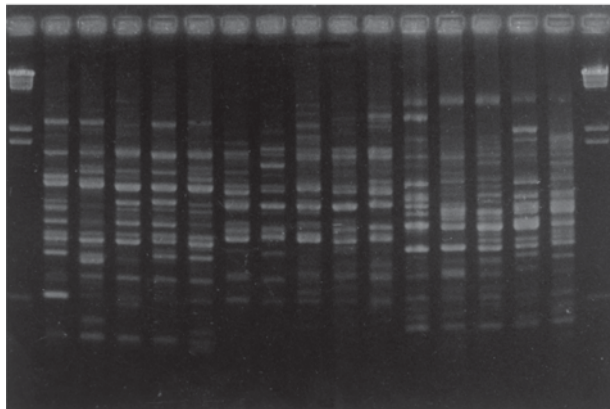
O dendrograma (não apresentado) obtido para *P. maculatus* através das análises de RAPD, mostrou que os indivíduos analisados não se encontram agrupados por localidades, dado que corrobora a proposta de Vazzoler *et al.* (1997), de que essa espécie é uma grande migradora.

A análise comparativa de *I. labrosus*, *P. maculatus* e *P. aff. absconditus*, que teve por finalidade observar as



relações de similaridade genética entre essas espécies, mostrou, como pode ser observado na figura 5, que cada uma delas possui um perfil de bandas diferencial. No entanto, os indivíduos de *P. aff. absconditus* são mais semelhantes aos de *P. maculatus* do que aos indivíduos de *I. labrosus*.

M 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 M



**Figura 5.** Análise comparativa dos perfis de RAPD entre *Pimelodus maculatus*, *Pimelodus aff. absconditus* e *Iheringichthys labrosus*, amplificados com o primer OPAM 7. Coluna M = marcador de peso molecular 1 *Hind* III; colunas 1-5 = *P. maculatus*; colunas 6-10 = *P. aff. absconditus*; colunas 11-15 = *I. labrosus*. (Foto: F.S. de Almeida)

O dendrograma (fig. 6) construído através da análise dos diferentes primers separa três grupos, sendo que cada um representa uma das três espécies. A similaridade genética entre *P. maculatus* e *P. aff. absconditus* foi de 0,266, e entre o grupo formado por essas espécies e *I. labrosus* foi de 0,236.

A correta identificação de espécies é crucial tanto para programas de conservação genética como para programas de cultivo, além de ser um pré-requisito essencial para estudos de populações.

O baixo valor de P (18,8%) encontrado para *Pimelodella aff. avanhandavae* pode estar relacionado com o fato de que a presença dessa espécie é restrita à localidade de Sertaneja, pois a variabilidade genética, em populações isoladas, pode ser reduzida através da deriva genética e da consangüinidade (Ferguson *et al.*, 1995). Por outro lado, *Pimelodella aff. meeki*, que foi coletada em quatro das cinco localidades estudadas, apresentou valores de variabilidade genética acima de 40%, com exceção das coletadas em Sapopema (17,2%), onde somente dois exemplares foram analisados.

As duas espécies do gênero *Pimelodella* também foram analisadas comparativamente. Os perfis de RAPD obtidos com os sete primers demonstraram a presença de dois grupos, um formado pelos indivíduos de Sertaneja (*P. aff. avanhandavae*) e um formado pelos demais indivíduos analisados (*P. aff. meeki*). O dendrograma construído (não apresentado) mostrou a separação desses dois grupos, sendo a similaridade genética entre eles de 0,167.

Swarça (1998), através de análise citogenética, demonstrou que essas duas espécies de *Pimelodella* apresentam números cromossômicos diferentes.

A análise dos perfis de RAPD de *Pinirampus pinirampu* demonstrou uma grande similaridade entre os indivíduos, onde foram observados poucos locos polimórficos, fato refletido no baixo valor de variabilidade genética estimado (P = 27,2%) (tab. 9), bem como no dendrograma (não apresentado) construído, onde os indivíduos dessa espécie formam um único grupo, muito próximos entre si, com uma similaridade genética entre 0,831 e 0,943.

A análise comparativa das seis espécies mostrou perfis de RAPD com bandas diferentes. O dendrograma obtido através da análise desses perfis (fig. 7) mostra que os indivíduos investigados de cada uma das espécies ficaram agrupados entre si. Ou seja, há uma separação definida entre as seis espécies. Observou-se, também, que há a formação de dois grupos, um composto pelas espécies *P. maculatus*, *P. aff. absconditus*, *I. labrosus* e *P. pinirampu*, e outro por *P. aff. avanhandavae* e *P. aff. meeki*. A similaridade genética entre esses dois grupos foi de 0,084.

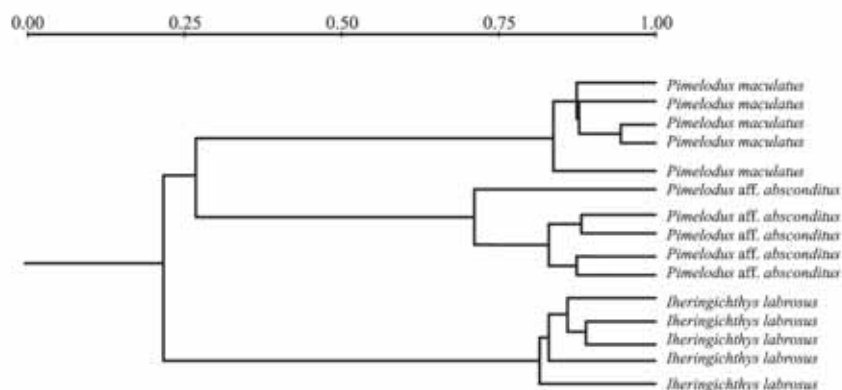
A separação das seis espécies em dois grupos, sendo um deles formado pelas duas espécies de *Pimelodella*, chama a atenção pelo fato de que Lundberg *et al.* (1991), através da análise de características morfológicas, classificaram esse gênero na subfamília Rhamdiinae, e os demais gêneros estudados (*Pimelodus*, *Iheringichthys* e *Pinirampus*) na subfamília Pimelodinae, ambas da família Pimelodidae.

Conforme Pinna (1998), a subfamília conhecida como Rhamdiinae passou a ser denominada de subfamília Heptapterinae. Alguns gêneros de Heptapterinae, como *Pimelodella* e *Rhamdia*, estão entre os mais comuns siluriformes de água doce da América do Sul.

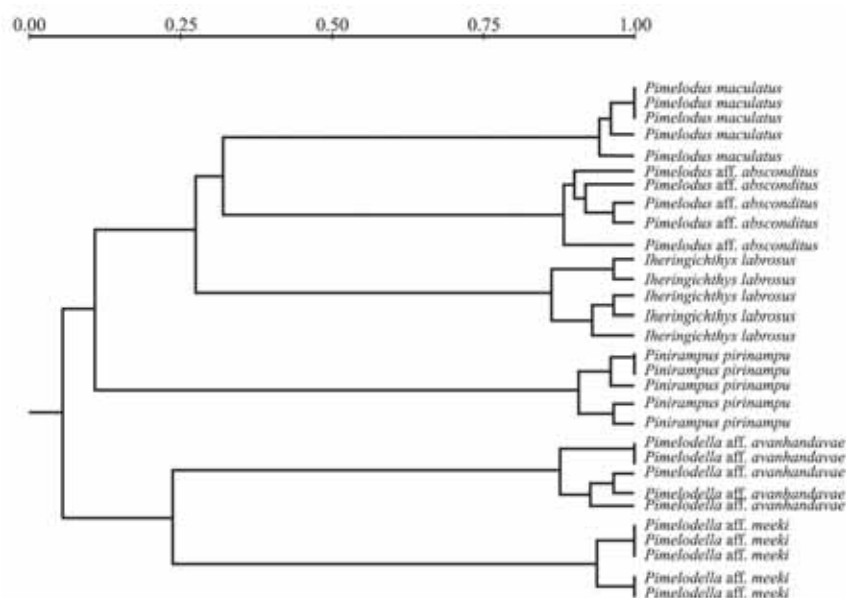
Dessa forma, esses dados, obtidos através da análise de RAPD, corroboram a separação desses dois grupos em duas subfamílias, podendo contribuir para um melhor entendimento da classificação das espécies e dos gêneros da ordem Siluriformes.

#### Família Anostomidae

Dando continuidade aos estudos de quantificação da variabilidade genética realizados em Sertanópolis, através da utilização de marcadores isoenzimáticos, Sodré & Chiari (1999b) analisaram oito espécies de peixes da família Anostomidae através da técnica de RAPD. As espécies analisadas pertencem aos gêneros *Schizodon* e *Leporinus*: *S. intermedius* (Garavello & Britisk, 1990), *S. nasutus* (Kner, 1858), *L. elongatus* (Valenciennes in Cuvier & Valenciennes, 1950), *L. obtusidens* (Valenciennes, 1847), *L. friderici* (Bloch, 1794), *L. octofasciatus* (Steindachner, 1915), *L. amblyrhynchus* (Garavello & Britski, 1987) e *L. striatus* (Kner,



**Figura 6.** Dendrograma obtido através de marcadores de RAPD, pelo coeficiente de Jaccard e método UPGMA para *Pimelodus maculatus*, *Pimelodus aff. absconditus* e *Iheringichthys labrusus*.



**Figura 7.** Dendrograma obtido através de marcadores de RAPD, pelo coeficiente de Jaccard e método UPGMA para *Pimelodus maculatus*, *P. aff. absconditus*, *Iheringichthys labrusus*, *Pinirampus pirinampu*, *Pimelodella aff. avanhandavae* e *Pimelodella aff. meeki*.

1858). Foram nove locais de coleta: Tibagi (aT); Sapopema, Ortigueira, Curiúva e Cebolão (mT); Londrina, Jataízinho, Sertaneja e Sertanópolis (bT).

A presença dessas espécies no rio Tibagi já havia sido indicada no levantamento ictiofaunístico realizado por Bennemann *et al.* (1995).

Da mesma forma que na família Pimelodidae, foram testados vários *primers* e, destes, selecionados dez para a realização dos estudos na família Anostomidae: OPAM 4, OPAM 10, OPAM 13, OPAK 19, OPAK 20, OPW 2, OPW 6, OPW 8, OPW 13 e OPW 16. O número total de locos amostrados com a utilização desses *primers*, a proporção de locos polimórficos (P) por região e a proporção média de locos polimórficos (Pm) de cada espécie encontram-se na tabela 10.

Conforme pode ser observado na tabela 10, a espécie que apresentou a maior variabilidade genética foi *L. elongatus* (Pm = 58,7%), e a que apresentou a menor, *L. amblyrhynchus* (P = 29,3%).

A análise da tabela 10 fornece uma série de dados interessantes, quando discutidos com relação aos pontos de coleta, ao número de indivíduos analisados e à densidade populacional das espécies.

A espécie *Schizodon intermedius* parece ser restrita ao baixo Tibagi. Dentre cinco pontos de coleta ao longo do rio Tibagi, Bennemann *et al.* (1995) somente detectaram a presença dessa espécie em Sertanópolis, mas com uma densidade populacional alta. Os dez exemplares analisados por Chiari & Sodré (1999b) foram coletados em Sertaneja (no rio Congonhas, tributário do rio Tibagi), também no baixo Tibagi. Como apresentado na tabela 6, essa espécie apresentou o menor valor de P (16,7%) entre as espécies analisadas através de marcadores isoenzimáticos. No entanto, através da técnica de RAPD, a identifica o de 123 locos permitiu a estimativa de P em 45,5%, o que demonstra uma das vantagens dos marcadores de RAPD, que   a obten o de um número muito maior de locos do que aquele obtido por

**Tabela 10.** Número total de locos amostrados, proporção de locos polimórficos (P), número de exemplares analisados (N) e proporção média de locos polimórficos (Pm) das oito espécies estudadas da família Anostomidae e as regiões de coleta no rio Tibagi.

Espécies	Total de locos	Regiões			
		Baixo Tibagi	Médio Tibagi	Alto Tibagi	Pm
		P	P	P	
<i>Schizodon intermedius</i>	123	0,455 (N=10)	-	-	-
<i>Schizodon nasutus</i>	162	0,633 (N=9)	0,210 (N=3)	0,401 (N=4)	0,414
<i>Leporinus elongatus</i>	138	0,674 (N=9)	0,500 (N=8)	-	0,587
<i>Leporinus obtusidens</i>	138	0,578 (N=9)	0,485 (N=8)	-	0,531
<i>Leporinus friderici</i>	149	0,463 (N=4)	-	-	-
<i>Leporinus octofasciatus</i>	119	-	0,555 (N=9)	0,546 (N=6)	0,551
<i>Leporinus amblyrhynchus</i>	123	-	0,293 (N=4)	-	-
<i>Leporinus striatus</i>	139	-	-	0,410 (N=6)	-

estudos isoenzimáticos. Além disso, segundo Nei (1977), valores altos de polimorfismo são esperados para espécies que apresentam grande tamanho populacional, visto serem menores as possibilidades de endocruzamento.

A estimativa de variabilidade genética para *L. amblyrhynchus* (P = 29,3%) foi a menor observada dentre as oito espécies analisadas, mesmo quando comparada com outras espécies da tabela 10, onde foram analisados somente quatro exemplares de *L. friderici* (P = 46,3%) e quatro de *S. nasutus* do alto Tibagi (P = 41,4%), sugerindo que outros fatores, além do pequeno número de exemplares avaliados, possam estar influenciando a baixa variabilidade genética estimada para essa espécie.

Segundo dados recentes da equipe de ictiologia da UEL, *L. amblyrhynchus* tem sido encontrada apenas no rio Lambari, afluente do rio Tibagi, próximo do canal deste em Sapopema (mT), com uma densidade populacional muito baixa. Bennemann *et al.* (1995) coletaram somente dez indivíduos dessa espécie: um em Ipitanga (aT) e nove em Sapopema. Segundo Agostinho *et al.* (1997), *L. amblyrhynchus* está entre as espécies mais vulneráveis às mudanças ambientais, devido a fatores como baixa abundância, ocorrência restrita a determinados ambientes e comportamento reofílico (espécie de corredeira).

Conforme Ferguson *et al.* (1995), populações pequenas e isoladas podem ter sua variabilidade genética substancialmente reduzida através da deriva genética e do endocruzamento, resultando em perda de alelos e declínio da heterozigosidade. Tais reduções podem resultar em um decréscimo da adaptação e eventual extinção da população.

Com relação a *Leporinus striatus*, durante o período de um ano, com realização de coletas sazonais, Bennemann *et al.* (1995) coletaram apenas sete exemplares dessa espécie: cinco em Ipiranga (aT) e dois em Sapopema (mT). Os exemplares utilizados por Chiari & Sodré (1999b) foram todos coletados em Tibagi (aT). Segundo S. Bennemann (com. pess.), em treze anos do projeto Aspectos da Fauna e Flora da Bacia do Rio Tibagi, nenhum exemplar foi coletado nas localidades do baixo

Tibagi. Segundo Agostinho *et al.* (1997), *Leporinus striatus* está entre as espécies mais vulneráveis às mudanças em seus habitats, devido à ocorrência restrita a determinados ambientes. As espécies mais vulneráveis podem ser particularmente afetadas pela redução desses ambientes para aproveitamentos hidrelétricos em cadeia. Dessa forma, o valor de P (41%) observado indica que, mesmo aparentemente restrita, *Leporinus striatus* possui variabilidade genética, a qual pode ser muito importante para a manutenção dessa espécie no meio ambiente.

*Leporinus friderici* é uma das espécies de anostomídeos mais amplamente distribuídas pela América do Sul e, provavelmente, a mais estudada entre as espécies da família Anostomidae através de marcadores moleculares (Panepucci *et al.*, 1987; Renno *et al.*, 1989, 1990, 1991; Monteiro *et al.*, 1991; Chiari & Sodré, 1999a). No rio Tibagi, essa espécie foi coletada em três das cinco localidades estudadas por Bennemann *et al.* (1995) — Sapopema (mT) e Londrina e Sertanópolis (bT) — e, segundo dados mais recentes da equipe de ictiologia da UEL, também tem sido encontrada em outras localidades do médio e do baixo Tibagi. Os quatro exemplares analisados por Chiari & Sodré (1999b) foram coletados na localidade de Sertaneja (bT), conforme exposto na tabela 10 — na qual se pode observar que a utilização de dez *primers* permitiu a detecção de 149 locos e uma estimativa de valor de P de 46%, mesmo com um número pequeno de exemplares estudados.

Talvez esse valor fosse maior se mais exemplares dessa e de outras localidades fossem analisados. Valores mais altos de variabilidade genética são esperados para espécies que apresentam ampla distribuição em ambientes heterogêneos (Nei, 1977), como é o caso de *Leporinus friderici*.

Com relação a *L. elongatus* e *L. obtusidens*, Bennemann *et al.* (1995) somente as coletaram em localidades do médio e do baixo Tibagi. Nos estudos de marcadores isoenzimáticos (tab. 6), essas duas espécies apresentaram valores de variabilidade genética (P e Ho) menores apenas com relação a *L. friderici*. Com marcadores de RAPD, os valores estimados de variabilidade genética, P e Pm, estão entre os maiores obtidos (tab. 10).

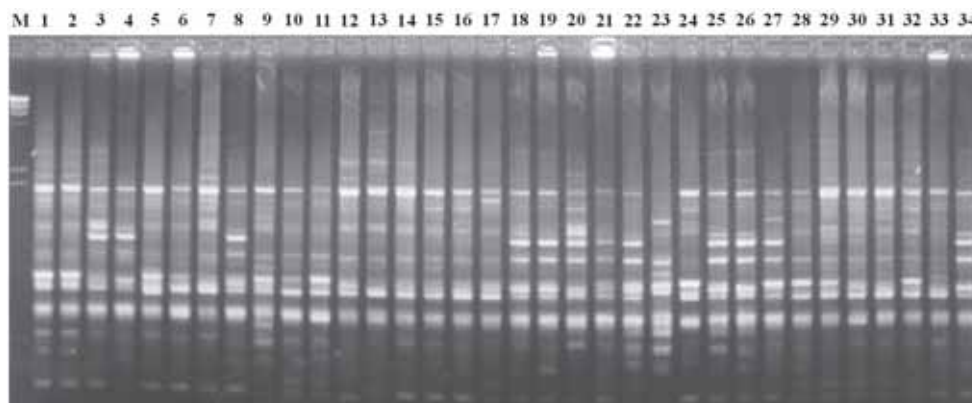
Os dez *primers* selecionados detectaram perfis de RAPD muito semelhantes para essas duas espécies (fig. 8). O dendrograma construído (fig. 9) mostra que com esses *primers* não foi possível separar todos os exemplares de *L. elongatus* daqueles de *L. obtusidens*.

Morfologicamente, essas espécies são distinguidas através de dois caracteres: altura do corpo e comprimento do focinho (Garavello, 1979). Análises citogenéticas também mostram alto grau de homologia entre

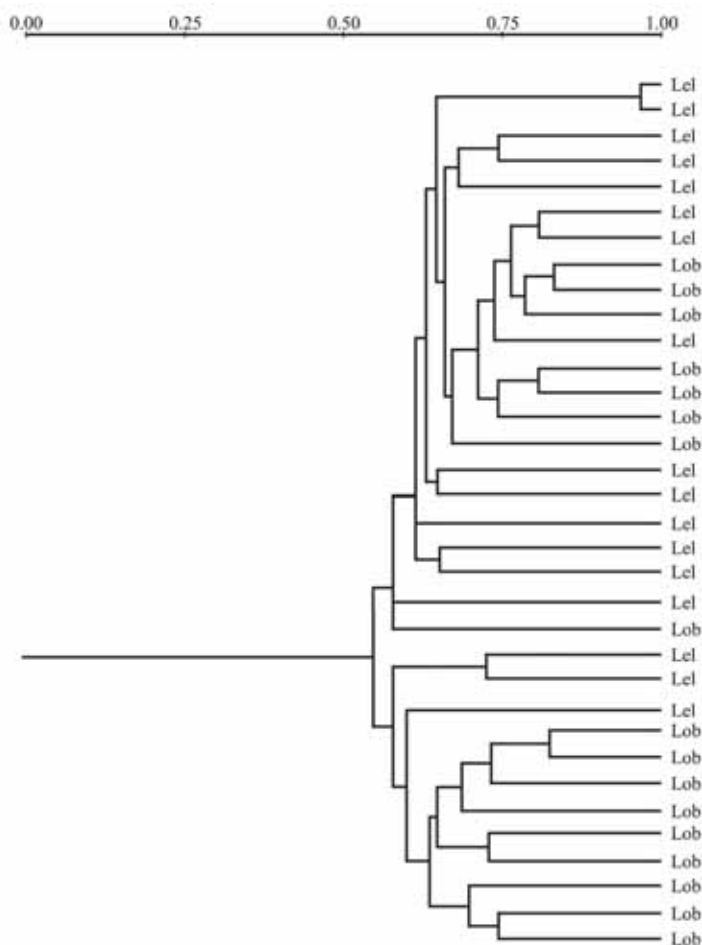
*L. elongatus* e *L. obtusidens* (Galetti Jr. *et al.*, 1981, 1995; Koehler *et al.*, 1997).

Estudos preliminares sobre a caracterização molecular do DNAr 5S sugerem uma grande semelhança entre os perfis dessas duas espécies (Martins & Galetti Jr., 1998).

Os dados de Chiari & Sodré (1999a) com marcadores isoenzimáticos mostraram que *L. elongatus* e *L. obtusidens* diferiram em apenas dois locos (*PGM-3\** e



**Figura 8.** Análise comparativa dos perfis de RAPD entre *Leporinus elongatus* e *Leporinus obtusidens*, amplificados com o *primer* OPAK 20. **Coluna M** = marcador de peso molecular I *Hind* III; **colunas 1-17** = *L. elongatus*; **colunas 18-34** = *L. obtusidens*. (Foto: L. Chiari)



**Figura 9.** Dendrograma obtido através de marcadores de RAPD, pelo coeficiente de Jaccard e método UPGMA para *Leporinus elongatus* (Lel) e *Leporinus obtusidens* (Lob).

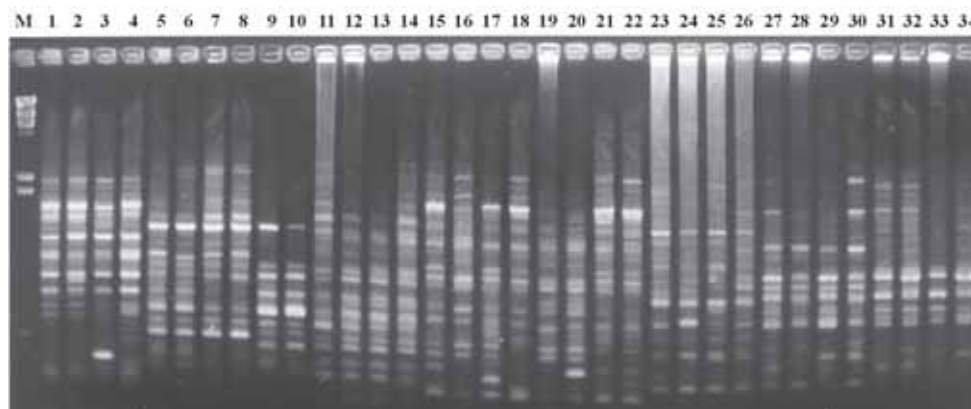
*IDHP-1\**), entre os 18 estudados (tab. 5), e que os valores de identidade ou similaridade genética ( $I = 0,949$ ) e de distância genética ( $D = 0,051$ ) (tab. 7) sugerem grande similaridade entre elas. Os dados obtidos com marcadores de RAPD (figs. 8 e 9) reforçam a existência dessa grande similaridade genômica.

A análise comparativa das oito espécies da família Anostomidae foi realizada com quatro exemplares de cada uma das espécies, com exceção de *S. nasutus*, da

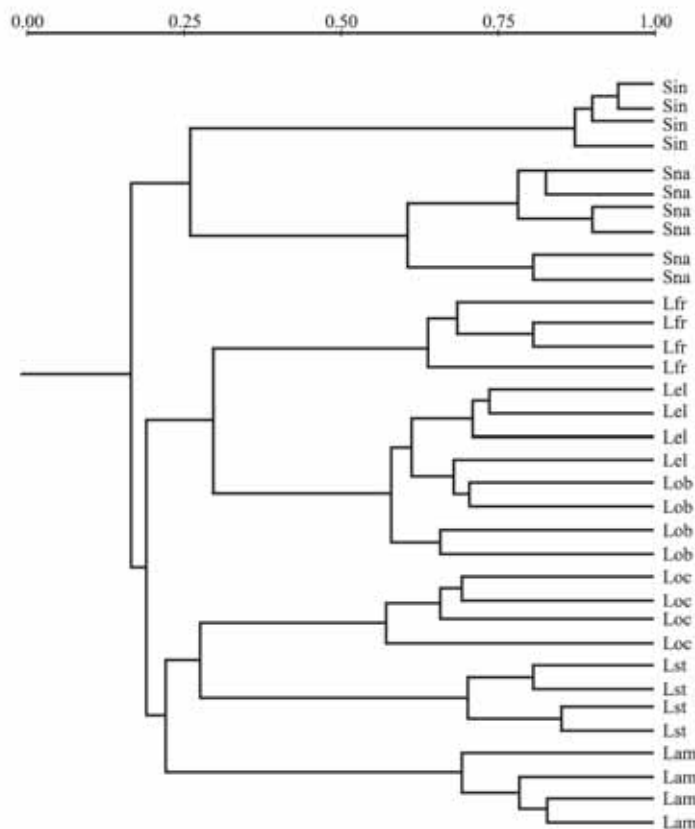
qual foram analisados seis exemplares (dois de cada região), tendo por finalidade a realização de uma comparação interespecífica.

Na figura 10 pode-se observar que cada uma das espécies, com exceção de *Leporinus elongatus* e *L. obtusidens*, apresentou um perfil de RAPD diferente.

O dendrograma construído (fig. 11) mostra a separação dos dois gêneros (*Schizodon* e *Leporinus*), a separação das duas espécies de *Schizodon* e de quatro das



**Figura 10.** Análise comparativa dos perfis de RAPD entre as oito espécies de Anostomidae, amplificados com o primer OPAM 4. **Coluna M** = marcador de peso molecular 1 *Hind* III; **colunas 1-4** = *Schizodon intermedius*; **colunas 5-10** = *S. nasutus*; **colunas 11-14** = *Leporinus friderici*; **colunas 15-18** = *L. elongatus*; **colunas 19-22** = *L. obtusidens*; **colunas 23-26** = *L. octofasciatus*; **colunas 27-30** = *L. striatus*; **colunas 31-34** = *L. amblyrhynchus*. (Foto: L. Chiari)



**Figura 11.** Dendrograma obtido através de marcadores de RAPD, pelo coeficiente de Jaccard e método UPGMA para a *Schizodon intermedius* (Sin), *S. nasutus* (Sna), *Leporinus friderici* (Lfr), *L. elongatus* (Lel), *L. obtusidens* (Lob), *L. octofasciatus* (Loc), *L. striatus* (Lst) e *L. amblyrhynchus* (Lam).

seis espécies de *Leporinus* estudados, pois, como já mencionado, não foi possível separar *Leporinus elongatus* de *L. obtusidens*.

O dendrograma construído a partir de dados de isoenzimas (Chiari & Sodré, 1999a) (fig. 4) também mostra a não-separação dos exemplares da espécie *Leporinus elongatus* daqueles de *L. obtusidens*; bem como a não-separação de exemplares de *Schizodon intermedius* daqueles de *S. nasutus* — neste último caso, essa separação foi possível com os dados de RAPD.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A América do Sul apresenta a fauna de peixes de água doce mais rica do mundo, sendo encontrados representantes de grupos de peixes primitivos, cartilagineos e uma infinidade de peixes ósseos. Devido à grande diversidade de espécies no Brasil, provavelmente muitas ainda não foram descritas, devidamente revisadas e/ou mesmo descobertas.

As alterações nos ambientes aquáticos decorrentes das atividades humanas vêm ocasionando várias perdas na ictiofauna, muitas vezes de populações inteiras, o que impedirá maiores conhecimentos biológicos sobre essas populações.

Os habitats dos peixes estão sendo destruídos em conseqüência de vários fatores: as regiões de cabeceira dos rios têm sido alteradas pelo desmatamento e pela erosão; a agricultura, os pesticidas e os poluentes químicos adicionam um estresse extra à população de peixes restante; as barragens construídas para a retenção de água e geração de eletricidade criam barreiras para as vias de dispersão natural de peixes migratórios, eliminando oportunidades para o fluxo gênico; e, ainda, a introdução de espécies exóticas pode ser o golpe de misericórdia para muitos peixes nativos. Essa prática pode representar um perigo maior se houver transmissão de doenças exóticas aos peixes nativos (Vrijenhoek, 1998). Orsi & Agostinho (1999) relatam o escape de inúmeras espécies exóticas no rio Tibagi, muitas das quais possivelmente contaminadas por doenças exóticas, com uma conseqüência imprevisível para as espécies nativas.

A ausência de inventários prévios da situação natural da fauna de peixes e a falta de levantamentos científicos que possam documentar os efeitos dos diferentes fatores mencionados, na ictiofauna, tornam difícil a elaboração de medidas de conservação do ecossistema e de preservação de espécies raras e/ou ameaçadas de extinção.

Estudos com a finalidade de estimar a variabilidade genética, que podem fornecer conhecimentos sobre a estrutura das populações e das relações filogenéticas, como os apresentados neste capítulo, são pouco explorados em peixes de água doce no Brasil.

A variabilidade genética é uma característica importante da população, tanto para uma adaptação a curto quanto a longo prazo, permitindo sobreviver a mudanças

nas condições ambientais (Ferguson *et al.*, 1995). Dessa forma, são muitas as vantagens de um estoque de variação genética em uma população. Quanto maior o número de alelos, maiores as chances de conter genótipos capazes de suportar mudanças estacionais e/ou temporais, maximizando, desse modo, as oportunidades de sobrevivência de variedades particulares.

A teoria genética prevê que o cruzamento entre membros de populações pequenas irão revelar alelos recessivos deletérios, que podem trazer redução da fecundidade, alta mortalidade infantil e redução da taxa de crescimento, podendo, eventualmente, levar a população à extinção. Em adição, a perda da heterozigosidade pode reduzir a capacidade da população para responder a mudanças ambientais futuras, aumentando, desse modo, a probabilidade de extinção — ou, na melhor das hipóteses, limitando as oportunidades para a evolução. Conseqüentemente, considerações genéticas apresentam o papel central de identificar os riscos para as populações selvagens e de cativeiro (Caro & Laurenson, 1994).

Os dados sobre quantificação da variabilidade genética apresentados para as famílias Pimelodidae e Anostomidae do rio Tibagi demonstram que as espécies apresentam variabilidade genética semelhante aos dados fornecidos, na literatura, para peixes. Como já mencionado, as espécies que apresentam valores menores de variabilidade genética aparentemente são aquelas restritas a determinadas localidades e/ou com baixa densidade populacional. Assim, a detecção dessa variabilidade genética é um indicativo de que se o meio ambiente dessas espécies for preservado, elas conseguirão sobreviver nele.

A destruição de habitats e a construção de barragens aumentam a fragmentação geográfica de muitas espécies. A redução da dispersão e do fluxo gênico pode, eventualmente, desviar as proporções relativas de componentes de diversidade intra e interpopulações. A deriva genética pode causar uma perda progressiva da heterozigosidade dentro de populações isoladas e concomitante aumento na diferença entre elas. A diversidade total não declina necessariamente como uma conseqüência da deriva sozinha, mas por processos de metapopulação (extinção local e recolonização), que podem interagir com a deriva e a dispersão para reduzir a diversidade total (Vrijenhoek, 1998).

O declínio de muitos estoques selvagens de peixes nos últimos 100 anos, devido à ação antrópica, tem levado a um aumento no número de peixes sendo produzidos em cativeiro, em todo o mundo, para serem soltos em águas naturais com o objetivo de reabilitação de populações naturais. No entanto, o uso de tais medidas como ferramenta de manejo permanece controverso (Ferguson, 1995).

A efetividade de um programa de repovoamento de peixes está relacionada à adaptação dos indivíduos

reintroduzidos ao ambiente e ao fato de os mesmos estarem ou não aptos o suficiente para dar continuidade ao processo de reprodução e manutenção da variabilidade genética da espécie. No Brasil, os programas de repovoamento realizados pelas companhias hidrelétricas não têm levado em consideração a integridade genética das populações locais, mantendo os estoques doadores em cativeiro sem conhecimento prévio da origem genética de tais indivíduos.

Os projetos de repovoamento visando a conservação de espécies devem considerar estratégias de conservação a longo prazo, pois a recuperação genética de determinadas espécies depende não apenas do grau de conhecimento da variabilidade dentro de uma população mas, também, das diferenças entre populações de uma mesma bacia e de bacias hidrográficas diferentes (Hiltdorf, 1999).

A identificação genética e a discriminação de estoques na aquicultura são requisitos fundamentais em qualquer programa de cultivo, não importando se o objetivo é produzir produtos comerciais ou peixes para reabilitação de populações naturais. A aquicultura de reabilitação deve manter a variabilidade genética da população para maximizar a probabilidade de sucesso quando a população é reintroduzida na natureza. Assim, é necessário que os princípios genéticos sejam aplicados durante a fundação e também na propagação da população cultivada. O maior interesse, depois da fundação, é cuidar das duas maiores mudanças genéticas prejudiciais que podem ocorrer no cultivo: mudanças na frequência alélica e perda da variabilidade devido à deriva genética e adaptação às condições de cultivo através da seleção (Ferguson, 1995).

Os peixes cultivados representam um conjunto gênico distinto daquele dos peixes selvagens e, dependendo da adaptabilidade da prole, podem se inter cruzar com os peixes nativos, com conseqüências genéticas imprevisíveis. Os efeitos genéticos podem ser indiretos, resultando em mudanças no tamanho populacional, pressão de seleção a patógenos e parasitas, predação, competição por alimento, parceiros sexuais, locais de desova, etc., ou podem se dar diretamente, através de inter cruzamento e introgressão. Onde os efeitos genéticos têm sido documentados, eles sempre aparecem detrimenais (Carvalho, 1993).

Dessa forma, se as espécies de peixes do rio Tibagi analisadas por Almeida & Sodré (1999) e Chiari & Sodré (1999b) apresentam bons índices de variabilidade genética, deverá ser levada em considera o a afirma o de Ryman (1991), de que numa popula o nativa ampla e saudável não há razão aparente para qualquer introdu o artificial de genes exógenos.

## Referências Bibliográficas

- Agostinho, A.A.; Júlio Jr., H.F.; Gomes, L.C.; Bini, L.M. & Agostinho, C.S. 1997. Composi o, abundância e distribui o espaço temporal da ictiofauna. In: A planície de inunda o do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. A.E.A.M.Vazzoler; A.A. Agostinho & N.S. Hahn (eds.). Eduem, Maringá.
- Almeida, F.S. 1998. Análise da variabilidade genética em Pimelodidae e Rhamdiidae (Pisces-Siluriformes) da bacia do rio Tibagi. Disserta o de Mestrado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Almeida, F.S. & Sodré, L.M.K. 1998. Analysis of genetic variability in three species of Pimelodidae (Ostariophysi – Siluriformes). Genet. Molec. Biol., 21:487-492.
- Almeida, F.S. & Sodré, L.M.K. 1999. Estudo comparativo de 4 espécies de Pimelodidae e 2 de Rhamdiidae (Pisces, Siluriformes) da bacia do rio Tibagi (PR). Genet. Molec. Biol., 22:175.
- Almeida, F.S.; Martins, M.K.; Fungaro, M.H.P. & Lima, L.M.K.S. 1997. Uso de RAPD na detec o da variabilidade genética de *Iheringichthys labrosus* e *Pimelodus maculatus* do rio Tibagi. Rev. Bras. Genet., 20:330.
- Ayala, F.J. & Valentine, J.W. 1979. Evolving. The theory and processes of organic evolution. The Benjamin/Cummings Publishing Company, Menlo Park, California.
- Azpelicueta, M.M. 1995. *Pimelodus absconditus*, a new species of pimelodid catfish from the La Plata basin (Siluriformes: Pimelodidae). Ichthyol. Explor. Freshwaters, 6:71-76.
- Basaglia, F. 1989. Some aspects of isozymes of lactate dehydrogenase, malate dehydrogenase and glucosephosphate isomerase in fish. Comp. Biochem. Physiol., 92:213-226.
- Bennemann, S.T.; Silva-Souza, A.T. & Rocha, C.R.A. 1995. Composicion ictiofaunística en cinco localidades de la cuenca del rio Tibagi. Interciencia, 1:7-13.
- Caro, T.M. & Laurenson, M.K. 1994. Ecological and genetic factors in conservation: a cautionary tale. Science, 263:485-486.
- Carvalho, G.R. 1993. Evolutionary aspects of fish distribution: genetic variability and adaptation. J. Fish Biol., 43(suppl.A): 43-73.
- Chiari, L. & Sodr , L.M.K. 1999a. Analysis of the genetic variability in five species of the family Anostomidae (Ostariophysi - Characiformes). Genet. Molec. Biol., 22:517-523.
- Chiari, L. & Sodr , L.M.K. 1999b. Análise da variabilidade genética em espécies da família Anostomidae (Pisces, Characiformes) da bacia do rio Tibagi (PR) através de RAPD. Genet. Molec. Biol., 22:167.
- Degani, G. & Veith, M. 1990. Electrophoretic variation systems in the muscle and liver of Anabantidae fish. Israel J. Aquacult., 42:67-76.
- Fairbanks, D.J.; Waldrigues, A.; Ruas, C.F.; Ruas, P.M.; Maughan, P.J.; Robinson, L.R.; Andersen, W.R.; Riede, C.R.; Pauley, C.S.; Caetano, L.G.; Arantes, O.M.N.; Fungaro, M.H.P.; Vidotto, M.C. & Jankevicius, S.E. 1993. Efficient characterization of biological diversity using field DNA extraction and Random Amplified Polymorphic DNA markers. Rev. Bras. Genet., 16:11-22.
- Farias, I.P. & Almeida-Val, V.M.F. 1992. Malate dehydrogenase (sMDH) in Amazon cichlid fishes: evolutionary features. Comp. Biochem. Physiol., 103B:939-943.
- Ferguson, M. 1995. The role of molecular genetic markers in the management of cultured fishes. In: Molecular genetics in fisheries. G.R. Carvalho & T.J. Pitcher (eds.). Chapman & Hall, London.
- Ferguson, A.; Taggart, J.B.; Prod hl, P.A.; McMeel, O.; Thompson, C.; Stone, C.; McGinnity, P. & Hynes, R.A. 1995. The application of molecular markers to the study and conservation of fish population, with special reference to

- Salmo. J. Fish Biol., 47:103-126.
- Ferreira, M.E. & Grattapaglia, D. 1996. Introdução ao uso de marcadores moleculares em análise genética. Embrapa-Cenargen, Brasília.
- Fungaro, M.H.P. & Vieira, M.L.C. 1998. Aplicações da PCR em ecologia molecular. In: Ecologia microbiana. I.S. Melo & J.L. Azevedo (eds.). Editora da Embrapa-CNPMA, Jaguariúna.
- Galetti Jr., P.M.; Foreti, F.; Bertollo, L.A. & Moreira-Filho, O. 1981. Karyotypic similarity in three genera (*Leporinus*, *Leporellus* and *Schizodon*) of family Anostomidae (Pisces - Teleostei). Rev. Bras. Genet., 4:11-15.
- Galetti Jr., P.M.; Lima, N.R.W. & Verene, P.C. 1995. A monophyletic ZW chromosome system in *Leporinus* (Anostomidae, Characiformes). Cytology, 60:375-382.
- Garavello, J.C. 1979. Revisão taxonômica do gênero *Leporinus*. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Harris, H. 1980. The principles of human biochemical genetics. Elsevier/North Holland, New York.
- Harris, R. & Hopkinson, D.A. 1976. Handbook of isozyme electrophoresis in human genetics. North Holland Publishing Company, Amsterdam.
- Hilsdorf, A.W.S. 1999. Diversidade genética do DNA mitocondrial em populações cultivadas e selvagens da pirapitinga-do-sul, *Brycon opalinus* (Cuvier, 1819) (Characiformes, Characidae, Bryconinae) na bacia do Paraíba do Sul. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.
- Hunter, R.L. & Markert, C.L. 1957. Histochemical demonstration of enzyme separated by zone electrophoresis in starch gels. Science, 125:1294-1295.
- Johansen, N.T. & Naevdal, G. 1995. Genetic analysis of population structure of tusk in the North Atlantic. J. Fish Biol., 47:365-375.
- Karakousis, Y.; Marchordom, A.; Doadrio, I. & Economidis, P.S. 1995. Phylogenetic relationships of *Barbus peloponnesius* Valenciennes, 1842 (Osteichthyes: Cyprinidae) from Greece and other species of *Barbus* as revealed by allozymes electrophoresis. Biochem. System. Ecol., 23:365-375.
- Koehler, M.R.; Dehm, D.; Guttenbach, M.; Nanda, I.; Haaf, T.; Molina, W.F.; Galetti Jr., P.M. & Schmid, M. 1997. Cytogenetics of the genus *Leporinus* (Pisces, Anostomidae). 1. Karyotype analysis, heterochromatin distribution and sex chromosomes. Chromosome Res., 5:12-22.
- Lundberg, J.G.; Bornbusch, A.H. & Mago-Leccia, F. 1991. *Gladioglanis conquistador* n sp., from Ecuador with diagnoses of the subfamilies Rhamdiidae Bleeker and Pseudopimelodinae subf. (Siluriformes, Pimelodidae). Copeia, 1:190-209.
- Markert, C.L. & Möller, F. 1959. Multiple forms of enzymes. Tissue, ontogenetic and species patterns. Proc. Nat. Acad. Sci., 45:753-763
- Martins, C. & Galetti Jr., P.M. 1998. Localização cromossômica de DNAr 5S em espécies de *Leporinus* usando FISH ("Fluorescence *in situ* Hybridization") e PRINS ("Primed *in situ* Labeling"). In: Anais do VII Simpósio de Citogenética Evolutiva Aplicada a Peixes Neotropicais (Londrina, PR). A40.
- Matthiensen, A.; Tellechea, E. & Levy, J.A. 1993. Biochemical characterization for the genetic interpretation of esterase isozyme in *Micropogonias furnieiri* (Pisces, Scianenidae) in south Brazil. Comp. Biochem. Physiol., 104B:349-352.
- Monteiro, M.C.; Schwantes, M.C. & Schwantes, A.R. 1991. Malate dehydrogenase in subtropical fish belonging to the orders Characiformes, Siluriformes and Perciformes. 1. Duplicate gene expression and polymorphism. Comp. Biochem. Physiol., 100B:381-389.
- Morton, N.E.; Krieger, H. & Mi, M.P. 1966. Natural selection of polymorphism in northeastern Brazil. Amer. J. Hum. Genet., 28:283-292
- Mullis, K. & Faloona, F. 1987. Specific synthesis of DNA *in vitro* via a polymerase catalyzed chain reaction. Meth. Enzymol., 55:335-350.
- Nei, M. 1972. Genetic distance between populations. Am. Nat., 106:283-292.
- Nei, M. 1977. F-statistics and analyses of gene diversity in subdivided populations. Ann. Hum. Genet., 41:225-233.
- Nei, M. 1978. Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. Genetics, 89:583-590.
- Nei, M. 1987. Molecular evolutionary genetics. Columbia University Press, New York.
- Nevo, E. 1978. Genetic variation in natural populations: patterns and theory. Theor. Pop. Biol., 13:121-177.
- O'Brien, S.J. 1994. Perspective on conservation genetics. In: Molecular ecology and evolution: approaches and applications. Birkhauser Verlag Basel, Switzerland.
- Orsi, M.L. & Agostinho, A.A. 1999. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da bacia do rio Paraná, Brasil. Revta. bras. Zool., 16:557-560.
- Panepucci, L.L.; Schwantes, M.C. & Schwantes, A.R. 1984. Loci that encode the lactate dehydrogenase in 23 species of fish belonging to the orders Cypriniformes, Siluriformes and Perciformes: adaptative features. Comp. Biochem. Physiol., 77B:867-876.
- Panepucci, L.L.; Schwantes, M.C. & Schwantes, A.R. 1987. Biochemical and physiological properties of the lactate dehydrogenase allozymes of brazilian teleost, *Leporinus friderici*, Anostomidae, Cypriniformes. Comp. Biochem. Physiol., 87B:118-206.
- Pinna, M.C.C. 1998. Phylogenetic relationships of neotropical Siluriformes (Teleostei: Ostariophysi): historical overview and synthesis of hypotheses. In: Phylogeny and classifications of neotropical fishes. L.R. Malabarba; R.E. Reis; R.P. Vari; Z.M.S. Lucena & C.A.S. Lucena (eds.). EDIPUCRS, Porto Alegre.
- Rao, M.R.K.; Padhi, B.K. & Khuda-Bunkhsh, A.R. 1989. Lactate dehydrogenase isozymes in fifty-two species of teleostean fish: significance of LDH-C gene expression. Biochem. Syst. Ecol., 17M:69-76.
- Renno, J.F.; Guyomar, R.; Boujard, T. & Bastide, C. 1989. Evidence for genetic isolation among four morphological species of *Leporinus* (Anostomidae, Pisces) in French Guiana. Aquat. Living Resour., 2:127-134.
- Renno, J.F.; Berrebi, P.; Boujard, T. & Guyomar, R. 1990. Intraspecific genetic differentiation of *Leporinus friderici* (Anostomidae, Pisces) in French Guiana and Brazil: a genetic approach to the refuge theory. J. Fish Biol., 36:85-95.
- Renno, J.F.; Machordom, A.; Blanquer, A. & Boursot, P. 1991. Polymorphism of mitochondrial genes in populations of *Leporinus friderici* (Bloch, 1794): intraspecific structure and zoogeography of neotropical fish. Genetica, 84:137-142.
- Revaldaves, E.; Renesto, E. & Machado, M.F.P.S. 1997. Genetic variability of *Prochilodus lineatus* (Characiformes, Prochilodontidae) in the upper Paraná river. Rev. Bras. Genet., 20:381-388.
- Rohlf, F.J. 1988. NTSYS-PC. Numerical taxonomy and multivariate analysis system. Exeter software, Applied Biostatistics, New York.
- Ryman, N. 1991. Conservation genetics considerations in fishery management. J. Fish Biol., 39(suppl.A):221-224.
- Shaklee, J.B.; Allendorf, F.W.; Morizot, D.C. & Whitt, G.S. 1990. Gene nomenclature for protein-coding loci in fish. Trans. Amer. Fish Soc., 119:2-15.
- Shaw, C.R. & Prasad, R. 1970. Starch gel electrophoresis of enzymes: a compilation of recipe. Biochem. Genet., 4:297-320.
- Shiozawa, D.K.; Kudo, J.; Evans, R.P.; Woodward, S.R. & Williams, R.N. 1992. DNA extraction from preserved trout tissue. Great Basin Nat., 52:29-34.
- Smithies, O. 1955. Zone electrophoresis in starch gels: group variation in the serum proteins of normal human adults. Biochem. J., 61:629-641.
- Swarça, A.C. 1998. Análise citogenética de espécies das famílias Pimelodidae e Rhamdiidae da bacia do rio Tibagi. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Swoford, D.L. & Selander, R.B. 1981. Biosys: a fortran Program



- for the comprehensive analysis of electrophoretic data in population genetics and systematics. *J. Hered.*, 72:281-283.
- Torggler, M.G.F.; Contel, E.P.B. & Torggler, S.P. 1995. Isoenzimas – Variabilidade genética em plantas. Sociedade Brasileira de Genética, Ribeirão Preto.
- Vazzoler, A.E.A.M.; Suzuki, H.I.; Marques, E.E. & Lizama, M.L.A.P. 1997. Primeira maturação gonadal, períodos e áreas de reprodução. In: A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. A.E.A.M. Vazzoler; A.A. Agostinho & N.S. Hahn (eds.). Eduem, Maringá.
- Vernau, O.; Moreau, C.; Catzeflis, F.M. & Renaud, F. 1994. Phylogeny of flatfishes (Pleuronectiformes): comparisons and contradictions of molecular and morphoanatomical data. *J. Fish Biol.*, 45:685-696.
- Vrijenhoek, R.C. 1998. Conservation genetics of freshwater fish. *J. Fish Biol.*, 53:394-412.
- Ward, R.D. & Grewe, P. 1994. Appraise of molecular genetic techniques in fisheries. *Rev. Fish Biol. Fish.*, 4:300-325.
- Ward, R.D.; Skibinski, O.F. & Woodwark, M. 1992. Protein heterozygosity, protein structure, and taxonomic differentiation. *Evol. Biol.*, 26:73-159.
- Weising, K.; Nybom, H.; Wolff, K. & Meyer, W. 1995. DNA fingerprinting in plants and fungi. C.R.C. Press, London
- Welsh, J. & McClelland, M. 1990. Fingerprinting genomes using PCR with arbitrarily primers. *Nucleic Acids Res.*, 18:7013-7218.
- Whitt, G.S. 1975. A unique lactate dehydrogenase isozyme in the teleost retina. In: Vision in fishes. M.A. Ali (ed.). Plenum Publishing Corporation, New York.
- Williams, J.G.K.; Kubelik, A.R.; Livak, K.L.; Rafalski, J.A. & Tingey, S.V. 1990. DNA polymorphisms amplified by arbitrary primers are useful as genetic markers. *Nucleic Acids Res.*, 18:6531-6535.
- Zawadzki, C.H.; Renesto, E. & Bini, L.M. 1999. Genetic and morphometric analysis of three species of the genus *Hypostomus* Lacépède, 1803 (Osteichthyes: Loricariidae) from the rio Iguaçú basin (Brazil). *Rev. Suisse Zool.*, 106:91-105.

## Biomarcadores em peixes neotropicais para o monitoramento da poluição aquática na bacia do rio Tibagi

Cláudia B. R. Martinez e Ilce M. S. Cólus

**ABSTRACT** – (Neotropical fish biomarkers for water quality assessment in the Tibagi River Basin) Laboratory toxicity tests and field studies were conducted to evaluate fish responses to water pollutants and also to identify pertinent stress biomarkers. The effects of some chemicals that are potential pollutants in tropical freshwater ecosystems, such as pesticides and metals (lead and aluminium) were investigated in *Prochilodus lineatus* and *Astyanax altiparanae*, two freshwater fish species found in a variety of polluted waterways in the south Brazil. Fish health was assessed by some physiological parameters such as: hematocrit, blood sodium concentrations and blood glucose, by the evaluation of histopathologic alterations in fish gills and also by a genetic parameter, the micronuclei test. Some of the parameters studied appear to be sensitive indicators of chemical stress and have considerable promise as monitoring tools.

Key words – Ecotoxicology, fish physiology, gill histopathology, genotoxicity, micronuclei, biomonitoring.

### INTRODUÇÃO

Cerca de 75% da superfície do planeta é coberta por água. A maior parte dessa água, cerca de 97,3%, é salgada e está contida nos oceanos. O restante é água doce. Do volume total de água doce disponível no planeta, 75% está distribuído principalmente nos pólos, na forma de gelo e geleiras, e 23% constitui água subterrânea. Assim, apenas uma pequena quantidade da água doce (2%) está distribuída nos rios e lagos (Lloyd, 1992). Essa água representa, portanto, um recurso escasso essencial à vida, e que vem se tornando cada vez mais reduzido em função, principalmente, do crescimento populacional acelerado (Manson, 1996). Além disso, os recursos dulcícolas encontram-se muito comprometidos em consequência da contaminação das águas resultante das atividades humanas.

Existem centenas, talvez milhares de poluentes que afetam o ambiente aquático e cujos efeitos são preocupantes. Esse número cresce anualmente, considerando-se que novos compostos e formulações são sintetizados. A poluição aquática está comumente associada com a descarga de efluentes domésticos, industriais ou agrícolas (Manson, 1996). Descargas desse tipo são conhecidas como fontes *pontuais*, e a maior parte dos casos de descarga acidental, negligente ou ilegal ocorre a partir

delas. Nesse caso, a concentração do poluente no corpo receptor é inicialmente alta, diminuindo com o aumento da distância do ponto de descarga. Os efeitos dessa poluição, portanto, freqüentemente são fáceis de ser observados. Entretanto, algumas outras formas de poluição surgem a partir de fontes *difusas*, que ocorrem quando o poluente não entra no corpo d'água a partir de um único ponto. Em áreas agrícolas, por exemplo, a lixiviação de águas superficiais e a infiltração da água intersticial para rios e lagos podem introduzir nutrientes (a partir dos fertilizantes) e agrotóxicos, em quantidades substanciais, nesses corpos d'água. Os efeitos da poluição oriunda de fontes difusas podem ser sérios, mas freqüentemente são menos óbvios que aqueles de poluição originada em focos pontuais. Além disso, muitos poluentes podem entrar na água a partir da atmosfera (Abel, 1989).

Os efluentes, em sua maioria, são misturas complexas de um grande número de agentes nocivos que incluem substâncias tóxicas de muitos tipos, partículas sólidas em suspensão e matéria orgânica particulada ou em decomposição. Ainda, muitos efluentes são quentes, com valores de pH extremos, e geralmente contêm níveis elevados de sais dissolvidos. Apesar de sua complexidade, geralmente é possível fazer generalizações sobre os efeitos de diferentes tipos de efluentes nos

corpos d'água receptores. Entretanto, a compreensão detalhada dos efeitos dos componentes individuais de um efluente é essencial para o controle da poluição. Assim, com o objetivo de planejar estratégias para o controle da poluição aquática, é necessário estudar, em laboratório e no campo, os efeitos dos efluentes e seus componentes individuais (Abel, 1989).

Refletindo a crescente preocupação com os efeitos de substâncias químicas existentes no ambiente sobre outras espécies, além da espécie humana, surgiu a *ecotoxicologia*. O termo ecotoxicologia foi introduzido por Truhaut em 1969, e deriva das palavras *ecologia* e *toxicologia*, identificando uma área de estudo preocupada com os efeitos de agentes químicos dentro do contexto da ecologia. Assim, a ecotoxicologia pode ser definida como o estudo dos efeitos prejudiciais de substâncias químicas no ecossistema (Walker *et al.*, 1996). Com o objetivo de verificar se o uso e a disposição das substâncias químicas causam problemas, direta ou indiretamente, para os ecossistemas, a ecotoxicologia vem estudando o comportamento e as transformações desses agentes químicos no ambiente, assim como seus efeitos sobre os organismos vivos. Nesse sentido, muita ênfase tem sido dada aos ecossistemas aquáticos, pois além das substâncias provenientes do ar ou do solo, normalmente lançadas nesses sistemas, outras substâncias podem eventualmente atingir o meio aquático na sua forma original ou como produto de transformação (Bertoletti, 1990).

Os poluentes de forma geral podem “exercer” seus efeitos de várias maneiras, dependendo de suas características, do corpo d'água receptor e da comunidade biológica presente no local. Em alguns casos, os agentes tóxicos podem matar os animais. Em outros, concentrações menores dos agentes tóxicos podem exercer efeitos subletais sobre eles. Alguns agentes tóxicos podem se acumular em tecidos dos organismos e exercer seus efeitos após exposição prolongada à concentrações tão baixas que mal podem ser determinadas quimicamente. Além disso, muitos desses agentes tóxicos são mutagênicos, teratogênicos ou carcinogênicos (Abel, 1989). Do ponto de vista biológico, qualquer efeito tóxico é significativo se influenciar, ou ter a potencialidade de influenciar, a fisiologia ou o comportamento do organismo de modo a alterar sua capacidade para crescimento, reprodução ou mortalidade, ou, ainda, seu padrão de dispersão, considerando-se que esses são os principais determinantes na distribuição e na abundância das espécies. Aquelas espécies que não são diretamente afetadas por um poluente podem, entretanto, ser indiretamente afetadas por eles. Por exemplo, se um predador for privado de sua presa, devido à ação do poluente sobre ela, pode ser numericamente reduzido. Assim, os efeitos de poluentes só podem ser completamente compreendidos conhecendo-se as relações tróficas da comunidade onde eles estão presentes (Abel, 1989).

A preocupação com a degradação ambiental nos ecossistemas tropicais aumentou muito na última década. Isso é bastante compreensível, considerando-se que os ecossistemas terrestres e dulcícolas tropicais, apesar de cobrirem apenas 25,7% da superfície terrestre do planeta, geram aproximadamente 60% da produtividade primária da terra (Deshmukh, 1986) e contêm mais de dois terços da fauna e da flora mundiais (Erwin, 1988). Embora o desmatamento seja a ameaça mais direta à biodiversidade tropical, os ecossistemas tropicais também se encontram ameaçados por outras atividades humanas. Poucas pesquisas têm sido realizadas sobre o impacto de contaminantes nos ecossistemas tropicais, e, sendo assim, a ecotoxicologia tropical necessita de mais estudos sobre os efeitos de contaminantes em organismos aquáticos e terrestres nativos (Lacher Jr. & Goldstein, 1997).

Embora a maior parte dos países exija testes de toxicidade com organismos aquáticos para registro de novos agrotóxicos, os estudos são conduzidos, principalmente, com espécies de ambiente temperado, e geralmente os países tropicais se pautam nessas informações. Poucos estudos envolvendo os efeitos tóxicos de agrotóxicos para organismos aquáticos foram desenvolvidos nos trópicos com espécies tropicais, tanto para questão de registro de produtos como para análise de impacto no ambiente aquático (Castillo *et al.*, 1997). Entretanto, o comportamento dos agrotóxicos no ambiente pode ser diferente em condições temperadas ou tropicais. Alguns resultados sugerem que as taxas de degradação podem ser superiores em países tropicais, devido à maior temperatura e à incidência do sol (Sethunathan, 1989; Viswanathan & Krishna Murti, 1989). Por outro lado, alguns trabalhos já mostraram que a toxicidade pode aumentar com o aumento da temperatura (Sprague, 1985; Howe *et al.*, 1994). Castillo *et al.* (1997) chamam atenção para a necessidade de que sejam desenvolvidos métodos sensíveis de monitoramento dos efeitos de poluentes em regiões tropicais, bem como a identificação de espécies sensíveis, de valor ecológico ou econômico, que possam ser usadas em testes de toxicidade. Segundo Lacher Jr. & Goldstein (1997), a ecotoxicologia tropical não pode ser encarada como uma simples extensão dos métodos e técnicas desenvolvidos em latitudes temperadas, visto que as particularidades do ambiente e das espécies tropicais devem ser respeitadas. Além disso, segundo os autores, a ecotoxicologia tropical necessita de estudos direcionados aos efeitos de contaminantes em organismos aquáticos.

## POLUIÇÃO NA BACIA DO RIO TIBAGI

Uma das questões mais importantes em relação à utilização de agentes tóxicos nos trópicos refere-se ao uso indiscriminado de agroquímicos — e a agroindústria brasileira utiliza uma ampla variedade de fungicidas,

herbicidas e inseticidas, incluindo alguns que já foram proibidos em outros países. Um levantamento realizado junto à Empresa Paranaense de Assistência Técnica e Extensão Rural (Emater) e a agricultores da região de Sertãozinho (norte do estado do Paraná) indicou que, ali, os agrotóxicos são amplamente utilizados, dentre os quais destacam-se o herbicida Trifluralina e o inseticida Azodrin (monocrotophos).

O monocrotophos, um inseticida organofosforado, foi retirado do mercado americano em 1989 (Voss & Schätzle, 1994); entretanto, continua sendo amplamente utilizado em vários países tropicais (Uk & Landeta, 1994), inclusive no Brasil. Segundo informações da multinacional Ciba-Geigy, o monocrotophos é o segundo organofosforado mais comercializado do mundo (Voss & Schätzle, 1994). No estado do Paraná, esse inseticida esteve entre os cinco agroquímicos mais frequentemente responsáveis por envenenamento, no período compreendido entre 1984 e 1991 (PANUPS, 1995). É considerado altamente tóxico (classe I - faixa vermelha) para mamíferos e aves, e medianamente tóxico para peixes (Pinheiro, 1996).

A Trifluralina, um inibidor de mitose e causador de poluição de águas superficiais, é um herbicida amplamente utilizado nas culturas de soja no norte do Paraná. Cabe ressaltar que, em média, 80% da soja cultivada no Brasil utiliza herbicidas (Pinheiro, 1996) como esse. O produto é considerado medianamente tóxico (classe II - faixa amarela) para mamíferos, porém muito venenoso para peixes e, portanto, na sua utilização deve-se ter o cuidado de não contaminar espelhos d'água.

Além dos agrotóxicos, no Paraná, assim como em outros estados brasileiros, os metais são introduzidos nos sistemas aquáticos em função, principalmente, de sua ampla utilização pela indústria. O chumbo apresenta uma combinação de propriedades físicas e químicas que o torna um metal extremamente utilizado em processos industriais. Atualmente o chumbo é utilizado principalmente na produção de baterias, considerando-se que houve um grande declínio na demanda por gasolina com chumbo. No passado, a utilização do chumbo na indústria química para preparação de tintas e pigmentos era muito difundida. Hoje, muitos países restringiram sua utilização, inclusive o Brasil (WHO, 1995). A concentração natural de chumbo nas águas superficiais foi estimada na ordem de  $0,02 \mu\text{g L}^{-1}$ . Entretanto, áreas próximas de minas de chumbo, de indústrias de baterias e de refinarias estão sujeitas a altos níveis desse metal. Um estudo realizado por Yabe & Oliveira (1998), avaliando a ocorrência de alguns metais na bacia do rio Tibagi, indicou níveis extremamente elevados de chumbo na água nas proximidades de uma fábrica de bateria ( $4.504 \pm 418 \mu\text{g Pb L}^{-1}$ ). Amostras coletadas a jusante da fábrica também apresentaram altas concentrações do metal ( $509,9 \pm 71,4 \mu\text{g Pb L}^{-1}$ ), mostrando sua ocorrência residual. As concentrações de chumbo

são bastante preocupantes, visto que os peixes podem acumular chumbo a partir da água e, também, do sedimento, armazenando-o principalmente nas brânquias, no fígado, nos rins e nos ossos (WHO, 1995).

Assim como o chumbo, Yabe & Oliveira (1998) constataram concentrações relativamente elevadas de alumínio nas águas do ribeirão Cambé, em Londrina (PR), principalmente em local próximo à fábrica de baterias ( $0,46 \text{ mg L}^{-1}$ ), e no lago Igapó ( $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ ), dessa mesma cidade, localizado a jusante da fábrica. O alumínio é o terceiro elemento mais abundante da crosta terrestre, estando presente em minérios e extratos do solo. Durante a acidificação do meio, agregados geológicos complexos liberam o alumínio da sua forma original e ele se concentra no ambiente aquático (Exley *et al.*, 1991). Yabe & Oliveira (1998) constataram que as águas rasas do manancial do ribeirão Cambé apresentam pH variando entre 3,7 e 5,0, mantendo, assim, vários metais em solução, entre eles o alumínio.

## TOXICIDADE DE POLUENTES PARA ALGUMAS ESPÉCIES DA BACIA DO RIO TIBAGI

### Testes de Toxicidade

Para adquirir conhecimentos sobre os efeitos dos agentes químicos para a biota aquática, têm sido utilizados, nestas últimas décadas, testes de toxicidade com organismos de águas continentais, estuarinas e marinhas, em condições laboratoriais e/ou de campo. Esses testes possibilitam estabelecer limites permissíveis para várias substâncias químicas e, ainda, avaliar o impacto de misturas de poluentes sobre os organismos aquáticos dos corpos hídricos receptores (Bertoletti, 1990).

Segundo Rand & Petrocelli (1985), a caracterização dos efeitos tóxicos de substâncias químicas e de outras substâncias antropogênicas nos organismos aquáticos pode se dar pela mortalidade (efeito letal), por alterações no crescimento, no desenvolvimento e na reprodução e pela presença de fenômenos patológicos, bioquímicos e fisiológicos (efeitos subletais). Segundo os autores, pode-se encontrar, sob a denominação de bioensaios, diversas modalidades de testes, como teste de toxicidade aguda, de toxicidade crônica, de biodegradação e de bioacumulação, além dos testes subletais, que podem ser reunidos em três grupos básicos: bioquímicos e fisiológicos, histológicos e comportamentais. Os testes de toxicidade aguda simulam a situação ambiental na qual o organismo é exposto ao agente tóxico durante curto período de tempo (para peixes, geralmente de 24 a 96 horas); já os testes de toxicidade crônica simulam a situação ambiental na qual o organismo é exposto, durante longos períodos de tempo, a baixas concentrações de um agente tóxico. De maneira geral, os testes de toxicidade devem ser considerados uma análise indispensável no controle da poluição hídrica, pois fundamentam

se na utilização de organismos vivos que são diretamente afetados pelos eventuais desequilíbrios nos ecossistemas aquáticos onde vivem (Bertoletti, 1990).

Há muito tempo os peixes são reconhecidos como organismos indicadores da qualidade da água, e os critérios de qualidade da água para esses animais derivam, principalmente, de testes laboratoriais com toxicidade aguda e, em escala muito menor, de testes de toxicidade crônica (Damato, 1989).

A toxicidade é uma propriedade relativa de uma substância, que se refere ao seu potencial em afetar nocivamente um organismo vivo, e depende da concentração do produto químico e da duração da exposição. Para se determinar a toxicidade relativa de uma substância a um organismo aquático, inicialmente é feito um teste de toxicidade aguda para se estimar a concentração letal média ( $CL_{50}$ ) da substância na água onde os organismos estão expostos. A  $CL_{50}$  é a concentração estimada que produz mortalidade em 50% da população-teste, em um período de tempo específico, geralmente de 24 a 96 horas (Rand, 1995).

#### **Sensibilidade de Peixes a Agrotóxicos e Metais Potencialmente Presentes na Bacia do Rio Tibagi**

A seleção dos organismos para testes de toxicidade depende de vários critérios: as espécies devem ser sensíveis, abundantes e amplamente disponíveis, nativas ou representativas para o ecossistema que pode receber o impacto, importantes recreacional, comercial ou ecologicamente e passíveis de serem mantidas em laboratório (Rand & Petrocelli, 1985). As espécies de peixes *Prochilodus lineatus* (Prochilodontidae) e *Astyanax altiparanae* (Characidae) representam espécies neotropicais de importância ecológica, econômica e comercial e que atendem aos requisitos básicos recomendados pela American Public Health Association (APHA), pela American Water Works Association (AWWA) e pela Water Pollution Control Federation (WPCF) (APHA-AWWA-WPCF, 1981).

*Prochilodus lineatus* (= *P. scrofa*) Steindachner, 1881 (fig. 1), conhecido popularmente como curimba, é considerado uma das espécies mais importantes nos rios das regiões Sul e Sudeste do Brasil (Godoy, 1975). Em todas as regiões de ocorrência, é um peixe largamente utilizado na alimentação humana. Alcança de 30 a 45 cm de comprimento e de 600 a 1.200 g, podendo chegar a 6 kg (Caetano Filho, 1993). Caracteriza-se como espécie reofílica, de grande porte e alta fecundidade; é detritívora e, portanto, está exposta às substâncias químicas que eventualmente tenham ficado retidas no sedimento. Segundo Bennemann *et al.* (1995), *P. lineatus* ocorre em algumas localidades ao longo do rio Tibagi, com maior frequência em Sapopema e Ipiranga, que correspondem às regiões menos impactadas. Os autores não registraram a presença de *P. lineatus* em Telêmaco

Borba, região onde se encontra a indústria de papel e celulose Klabin S/A; apenas um exemplar dessa espécie foi coletado em Sertanópolis, região eminentemente agrícola e, portanto, potencialmente vulnerável à presença de agrotóxicos.

*Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 (fig. 2) é conhecido vulgarmente como lambari-de-rabo amarelo. Os peixes dessa espécie são de pequeno porte (atingem cerca de 10 cm), prolíficos e servem de alimento para peixes carnívoros maiores. Apresentam grande flexibilidade alimentar, ingerindo principalmente insetos e sementes. Estudos de levantamento ictiofaunístico já constataram que os lambaris constituem um grupo muito freqüente na bacia do rio Paraná. Segundo Bennemann *et al.* (1995), *A. altiparanae* ocorre ao longo da bacia do rio Tibagi, tendo sido amostrado em Ipiranga, Sapopema, Jataizinho e Primeiro de Maio, ocorrendo inclusive em Telêmaco Borba, região que recebe o efluente da Klabin.

Exemplares de *P. lineatus* e *A. altiparanae* obtidos na Estação de Piscicultura da Universidade Estadual de Londrina (Epuel), cujos tanques são livres de lançamento de esgotos e de aplicações de defensivos agrícolas, foram utilizados em testes de toxicidade aguda para se estimar a  $CL_{50}$  do inseticida Azodrin, do herbicida Trifluralina e do metal chumbo (tab. 1)

As diferenças observadas na sensibilidade relativa de *A. altiparanae* e *P. lineatus* ao inseticida e ao herbicida testados (tab. 1) traduzem uma maior resistência da primeira espécie, e devem constituir parâmetro importante na definição da distribuição dessas espécies ao longo do rio Tibagi. Bennemann *et al.* (1995) registraram a ocorrência de 124 indivíduos de *A. altiparanae* e de apenas um exemplar de *P. lineatus* na localidade de Sertanópolis, em coletas sazonais durante o período de um ano (1990-1991). A região de Sertanópolis é caracterizada por extensa atividade agrícola e ausência de mata ciliar, o que deve facilitar o carreamento de agrotóxicos para o sistema aquático e, nela, as espécies mais resistentes aos agrotóxicos seriam favorecidas em detrimento das espécies mais sensíveis. Nesse contexto, pode-se considerar a presença de *A. altiparanae*, associada à ausência de *P. lineatus*, como possível indicativo da presença de agrotóxicos.

Entretanto, ambas as espécies apresentaram sensibilidade muito semelhante ao chumbo, sendo que, ao contrário do que se esperava, *P. lineatus* mostrou resistência ligeiramente maior. Essa diferença na sensibilidade a compostos orgânicos e inorgânicos pode indicar que essas espécies apresentam peculiaridades quanto aos processos de detoxificação e ao metabolismo desses compostos, além das diferenças no padrão metabólico e outros fatores genéticos, característicos de cada espécie (Rand & Petrocelli, 1985). Contudo, deve-se ressaltar que as espécies testadas diferiam quanto à idade, visto que os indivíduos de *A. altiparanae* eram adultos, e os



Figura 1. *Prochilodus lineatus* (curimba). (Foto: O.A. Shibatta)



Figura 2. *Astyanax altiparanae* (lambari-de-rabo-amarelo). (Foto: O.A. Shibatta)

de *P. lineatus*, jovens. Segundo Nimmo (1985), existem evidências que indicam serem os peixes maiores, ou mais velhos, menos suscetíveis que espécimes menores ou mais jovens. Os efeitos da idade e do tamanho podem ser resultantes dos seguintes fatores: a) indivíduos menores de uma dada espécie apresentam maior área de superfície corporal para absorção dos agrotóxicos, em relação à massa corpórea; b) indivíduos pequenos ou jovens apresentam taxas respiratórias maiores; c) indivíduos jovens podem apresentar órgãos do sistema de detoxificação ou de excreção de xenobióticos ainda incompletamente desenvolvidos.

Comparando-se a toxicidade do Azodrin para *P. lineatus* e para outras espécies de peixes, pode-se constatar que essa espécie é ligeiramente mais resistente ao inseticida do que *Salmo gairdneri* (truta-arco-íris) e *Lepomis macrochirus*: a  $CL_{50(24h)}$  de Azodrin para *P. lineatus* foi de  $67,61 \text{ mg L}^{-1}$ , maior que os valores determinados para *S. gairdneri* ( $12 \text{ mg L}^{-1}$ ) e *L. macrochirus* ( $23 \text{ mg L}^{-1}$ ), de acordo com Worthing ([19--]). Observou-se, portanto, que *P. lineatus*, apesar de ter se mostrado mais resistente, apresenta sensibilidade ao Azodrin dentro da mesma ordem de grandeza que as espécies exóticas citadas; entretanto, a sensibilidade de *A. altiparanae* ao Azodrin é, comparativamente, muitas vezes menor.

**Tabela 1.** Concentração letal média ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de Azodrin (para 96 horas), Trifluralina (para 24 horas) e nitrato de chumbo (para 96 horas), estimadas para *Astyanax altiparanae* e *Prochilodus lineatus*. Os resultados mostram a  $CL_{50}$  e seu respectivo intervalo de confiança - 95%; NC = não calculado.

	<i>A. altiparanae</i>	<i>P. lineatus</i>
Azodrin	1010,73	28,28
( $CL_{50}$ 96h)	(640-1280)	(NC)
Trifluralina	1,21	0,25
( $CL_{50}$ 24h)	(0,64-2,31)	(0,15-0,40)
Nitrato de chumbo	135,00	152,20
( $CL_{50}$ 96h)	(NC)	(NC)

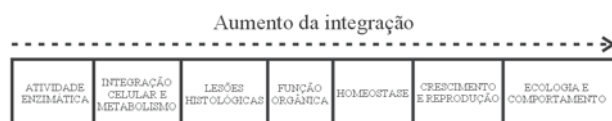
Em relação à Trifluralina, verificou-se que as  $CL_{50}$  estimadas para as duas espécies mostraram-se maiores que os valores encontrados por Johnson & Finley (1980) para várias espécies de peixes exóticas (*Lepomis macrochirus*:  $0,058 \text{ mg L}^{-1}$ ; *Salmo gairdneri*:  $0,041 \text{ mg L}^{-1}$ ; *Micropterus salmoides*:  $0,075 \text{ mg L}^{-1}$ ; e *Carassius auratus*:  $0,145 \text{ mg L}^{-1}$ ), indicando uma maior resistência das espécies neotropicals ao herbicida testado. Entretanto, *Ictalurus punctatus* (bagre-americano), apresenta uma sensibilidade à trifluralina maior que as demais espécies de clima temperado:  $2,20 \text{ mg L}^{-1}$  (Johnson & Finley, 1980).

A maior resistência das espécies tropicais, em relação às espécies de ambientes temperados, pode ser decorrente de um processo adaptativo aos sistemas aquáticos tropicais, que apresentam naturalmente maiores variações de seus componentes abióticos. Entretanto, é difícil fazer generalizações quanto à sensibilidade de espécies, visto que as diferenças nos valores reportados podem ser decorrentes de particularidades nas metodologias empregadas por diferentes autores na literatura. Também é difícil generalizar sobre a toxicidade de um grupo de compostos devido à falta de dados para um determinado grupo de organismos. Quando algumas variáveis não são controladas, ou ao menos especificadas, podem representar a fonte das diferenças, às vezes incorretamente relacionadas à sensibilidade da espécie. As diferenças podem ser atribuídas à sensibilidade das espécies apenas quando todas as variáveis experimentais estão controladas ou corrigidas (Nimmo, 1985).

Em relação ao chumbo, observou-se que as espécies estudadas são mais sensíveis ao nitrato de chumbo do que as espécies exóticas *Sarotherodon aureus*, *Fundulus heteroclitus* e *Lepomis macrochirus*, que apresentaram valores de  $CL_{50}$  de  $305 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $188 \text{ mg L}^{-1}$  e  $400$  a  $500 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente (Pattin, 1982 *apud* Salmerón-Flores *et al.*, 1990). Por outro lado, constatou-se que as espécies neotropicals são mais resistentes ao metal do que *Ophiocephalus punctatus* e *Heteropneustes fossilis*, que apresentaram  $CL_{50(96h)}$  de  $13,2 \text{ mg L}^{-1}$  e  $12 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente (Sastry & Gupta, 1980). Assim, fica evidente que a sensibilidade ao chumbo varia de acordo com a espécie estudada, como já constatado por Salmerón-Flores *et al.* (1990).

## INDICADORES MORFO-FUNCIONAIS DE POLUIÇÃO

Os efeitos de contaminantes em peixes podem se manifestar em vários níveis de organização biológica, incluindo disfunções fisiológicas, alterações estruturais em órgãos e tecidos, modificações comportamentais e prejuízo do crescimento e da reprodução (Adams *et al.*, 1990). Os níveis de integração e complexidade no estudo dos efeitos de poluentes podem ser visualizados no seguinte esquema (baseado em Heath, 1987):



As respostas biológicas ao estresse provocado pelos poluentes ou biomarcadores podem ser utilizadas para identificar sinais iniciais de danos aos peixes, sugerem as relações existentes entre a exposição aos contaminantes e os efeitos observados no organismo e, ainda, documentam os efeitos integrados do estresse químico no peixe. Dessa forma, os biomarcadores são excelentes ferramentas para monitorar a saúde do ecossistema aquático (Adams *et al.*, 1990). Biomarcadores fisiológicos e histopatológicos têm sido utilizados extensivamente em laboratório para documentar e quantificar tanto a exposição quanto os efeitos de poluentes ambientais. Como monitores de exposição, biomarcadores têm a vantagem de quantificar apenas poluentes biológicos disponíveis. Como monitores de efeitos em laboratório, biomarcadores podem integrar efeitos de múltiplos estressores e auxiliar na elucidação dos mecanismos de efeitos (i.e., modo de ação). Estudos em laboratório são importantes para a validação de biomarcadores como métodos de monitoramento instantâneo das condições de populações, comunidades ou ecossistemas (Mayer *et al.*, 1992).

Experimentos para avaliação dos efeitos subletais dos diversos poluentes estudados foram realizados no laboratório de bioensaios do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina (UEL). Para tanto, os animais eram aclimatados por uma semana em um tanque de 600 L, com água aerada na temperatura de  $22 \pm 1^\circ\text{C}$ . Durante esse período os animais eram alimentados a cada dois dias com ração apropriada, e a alimentação era suprimida 48 horas antes dos experimentos. Após a aclimação os animais eram transferidos para tanques de 140 L, no caso de testes com agrotóxicos, ou para aquários de vidro de 80 L, no caso de testes com metais, levando-se em conta a densidade ideal de 1 g de peixe para cada litro de água (APHA-AWWA-WPCF, 1981). Temperatura, pH, oxigênio dissolvido e dureza foram continuamente monitorados durante os experimentos, visto que podem influenciar a solubilidade ou toxicidade de um composto químico

(Jobling, 1995). As brânquias e amostras de sangue (pela veia caudal) foram coletadas seis, 12, 24, 48, 72 e 96 horas após o início dos tratamentos com Azodrin, com nitrato de chumbo ( $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ ) e com sulfato de alumínio ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ); e seis, 12 e 24 horas após o início dos tratamentos com Trifluralina.

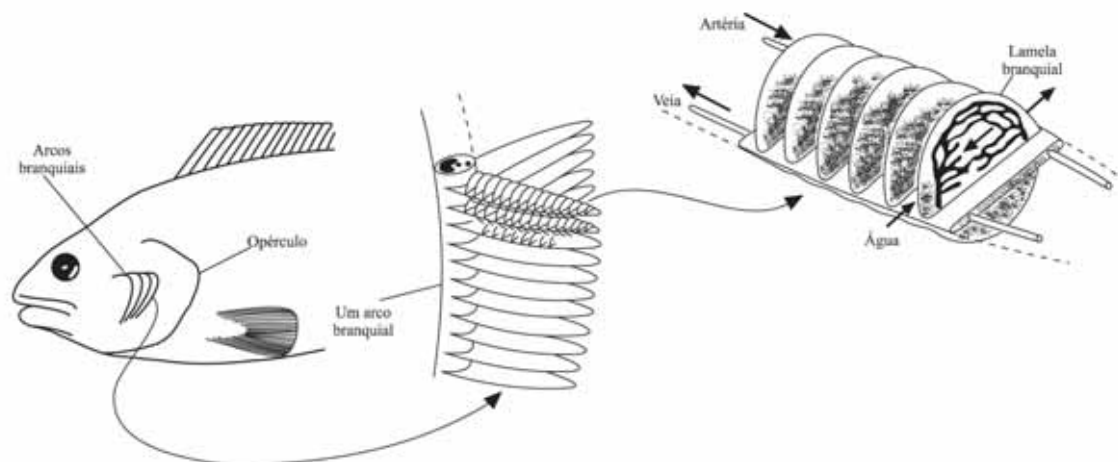
Os experimentos com alumínio foram realizados em pH ácido (5,0), visto que em meios mais alcalinos esse metal pode formar hidróxidos e carbonatos complexos, reduzindo, assim, os níveis de íon metálico tóxico (Jobling, 1995).

## Morfologia Branquial

Alterações histopatológicas em tecidos de peixes são biomarcadores da exposição a estressores ambientais que sinalizam os efeitos resultantes da exposição a um ou mais agentes tóxicos. Essa categoria de biomarcadores tem a vantagem de permitir o exame de órgãos-alvo e células específicas em animais expostos a poluentes tanto em condições de laboratório como no campo (Hinton, *et al.*, 1992).

As brânquias são órgãos multifuncionais diretamente envolvidos em trocas gasosas, osmorregulação, equilíbrio ácido-base e eliminação de excretas nitrogenadas. Devido à sua estrutura, fornecem uma ampla área superficial para o fluxo de oxigênio, gás carbônico, eletrólitos, água, amônia e íons hidrogênio entre o sangue do peixe e seu meio externo. Nos teleosteos, as brânquias são constituídas por quatro pares de arcos branquiais, a partir dos quais estendem-se duas fileiras de filamentos branquiais. Cada filamento possui lamelas achatadas, densamente enfileiradas, compostas por um extenso e delgado epitélio que expõe uma ampla área superficial ao ambiente (fig. 3). Esses órgãos atuam como interface entre o animal e o ambiente, constituindo o local de tomada e de depuração de contaminantes, onde a detoxificação e o metabolismo dos agentes tóxicos podem ocorrer (Stagg *et al.*, 1992a). Frequentemente, são os primeiros órgãos afetados por poluentes (Heath, 1987). Como desempenham papel fundamental para as trocas gasosas e para a regulação osmo-iônica, alterações histopatológicas branquiais podem afetar diretamente os mecanismos de respiração e osmorregulação. Assim, o exame histológico das brânquias de peixes, juntamente com informações fisiológicas e bioquímicas, pode fornecer uma descrição mais completa e acurada sobre a atividade de um determinado agente químico (Meyers & Hendricks, 1985).

Estudos sobre a morfologia branquial evidenciam, basicamente, dois tipos de epitélio revestindo as brânquias: epitélio branquial e epitélio respiratório (Laurent, 1982). O epitélio branquial, que reveste os filamentos branquiais e as regiões interlamelares, é estratificado e composto por diversos tipos celulares, incluindo células pavimentosas, células ricas em mitocôndrias (também



**Figura 3.** Desenho esquemático com a estrutura da brânquia de um teleosteo, que é constituída de vários arcos branquiais. Cada arco branquial possui duas fileiras de filamentos e cada filamento possui lamelas finas e paralelas, com aparência de pequenas placas. (Fonte: extraído de Schmidt-Nielsen, 1996).

denominadas células de cloreto), células secretoras de muco e células acessórias (que alguns autores consideram como sendo estágios jovens das células ricas em mitocôndrias). O epitélio respiratório, que recobre as lamelas respiratórias, geralmente é constituído por uma única camada de células pavimentosas, através das quais ocorrem as trocas gasosas entre o sangue e o meio (Evans, 1982); ele está apoiado sobre uma lâmina basal que, por sua vez, apoia-se sobre células denominadas células pilares. O arranjo dessas células permite a formação de canais por onde o sangue circula. Nas lamelas o sangue flui em direção oposta à da água, através dos canais formados pelas células pilares.

Alterações desse padrão morfológico típico (fig. 4, A) foram observadas nos estudos conduzidos tanto com *P. lineatus* (Nagae, 1996; Martinez *et al.*, 1998) quanto com *A. altiparanae* (Cobra, 1998; Cobra & Martinez, 1998) expostos a concentrações subletais de chumbo. Observou-se incidência de alterações morfológicas branquiais como hiperplasia (proliferação das células dos filamentos e lamelas, podendo levar à fusão lamelar) (4, B), elevação epitelial (caracterizada pelo descolamento do epitélio lamelar) (fig. 4, C) e aneurisma ou telangectasia (caracterizado pelo extravasamento de sangue no interior da lamela, causando rompimento das células pilares e conseqüente dilatação dos canais sanguíneos).

Os exemplares de *P. lineatus* expostos a duas concentrações subletais de alumínio (0,1 e 1 mg L<sup>-1</sup> de Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>) também apresentaram grande incidência de aneurisma, observando-se, ainda, hiperplasia de células produtoras de muco, contudo sem haver acúmulo de muco na superfície branquial (fig. 5). O aumento do número de células produtoras de muco pode caracterizar mais especificamente a exposição ao alumínio e, nesse caso, atuar como defesa, diminuindo assim a vulnerabilidade da superfície branquial. Ao contrário do chumbo, o alumínio não promoveu grande incidência de elevação epitelial, sendo que apenas os animais expostos a 1 mg

L<sup>-1</sup> de Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> durante 96 horas apresentaram essa alteração morfológica (Galindo, 1998; Galindo & Martinez, 1999).

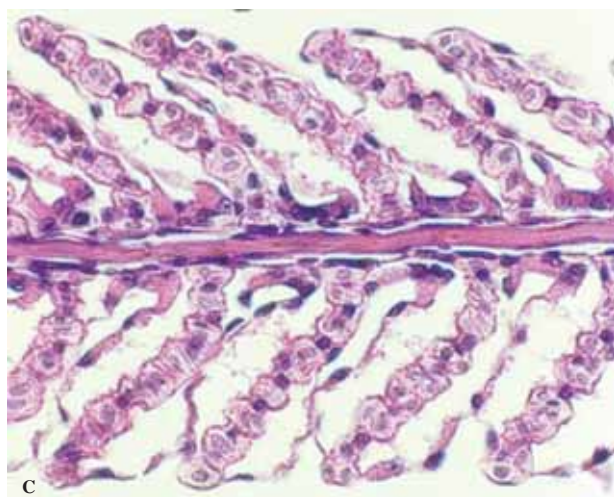
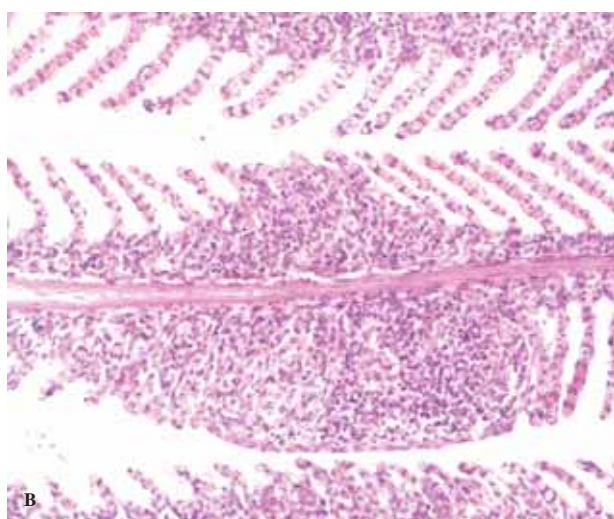
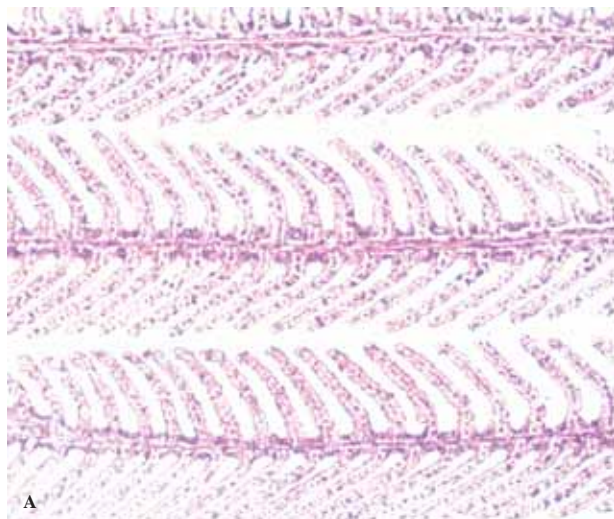
Alterações dos tipos elevação epitelial e hiperplasia podem servir como defesa, com o aumento da distância de difusão entre a água e o sangue (Mallat, 1985), interferindo, entretanto, na eficiência das trocas gasosas e no transporte iônico. Segundo Laurent & Perry (1991), alterações morfológicas das brânquias, em resposta a mudanças ambientais, podem representar estratégias adaptativas para conservação de algumas funções fisiológicas.

### Teor de Sódio Plasmático

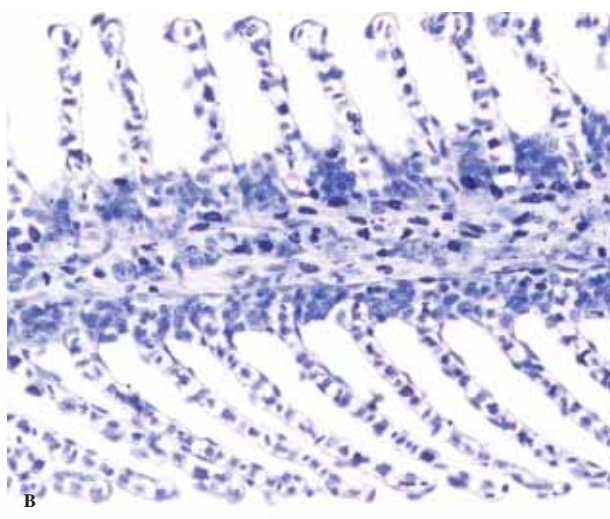
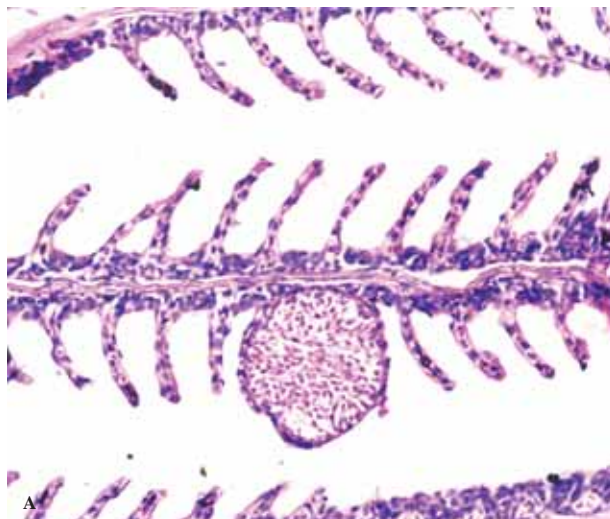
Para os peixes de maneira geral, a manutenção das concentrações iônicas internas constantes (por exemplo, sódio, cloreto, cálcio e magnésio) e compatíveis com as funções celulares é essencial e requer regulação ativa das taxas de fluxo de água e de íons. Peixes teleosteos de água doce são osmoticamente mais concentrados do que o meio e, portanto, recebem um influxo constante de água, principalmente através das brânquias. O excesso de água é eliminado na forma de urina. A perda de solutos pelas brânquias e pela urina é compensada principalmente pela captação ativa nas brânquias (fig. 6).

A concentração osmótica plasmática de teleosteos dulcícolas varia entre 260 e 330 mOsm kg<sup>-1</sup>, enquanto a concentração do ambiente externo é de cerca de 5 mOsm kg<sup>-1</sup>. Portanto, o animal tende a ganhar água por difusão através de sua superfície corpórea. A taxa de influxo de água através do tegumento é reduzida graças à presença de escamas e de grande quantidade de tecido conjuntivo próximo à superfície do animal (Jobling, 1995). Assim, brânquias constituem o principal local de influxo de água, visto que a grande área superficial para as trocas gasosas também permite a entrada de água. Esse influxo de água é contrabalançado pela





**Figura 4.** Fotomicrografias do segundo arco branquial direito de *Prochilodus lineatus*. **A** - brânquia de animais controle apresentando o padrão morfológico típico de quatro filamentos branquiais com as lamelas dispostas ao longo do eixo central. 175x HE; **B** - detalhe de um filamento branquial de animal exposto a 30 mg L<sup>-1</sup> de nitrato de chumbo mostrando extensa hiperplasia com fusão lamelar. 175x HE; **C** - detalhe de um filamento branquial de animais expostos a 30 mg L<sup>-1</sup> de nitrato de chumbo mostrando as lamelas com elevação epitelial. 500x HE. (Fonte: Nagae, 1996) (Fotos: C.R.B. Martinez)



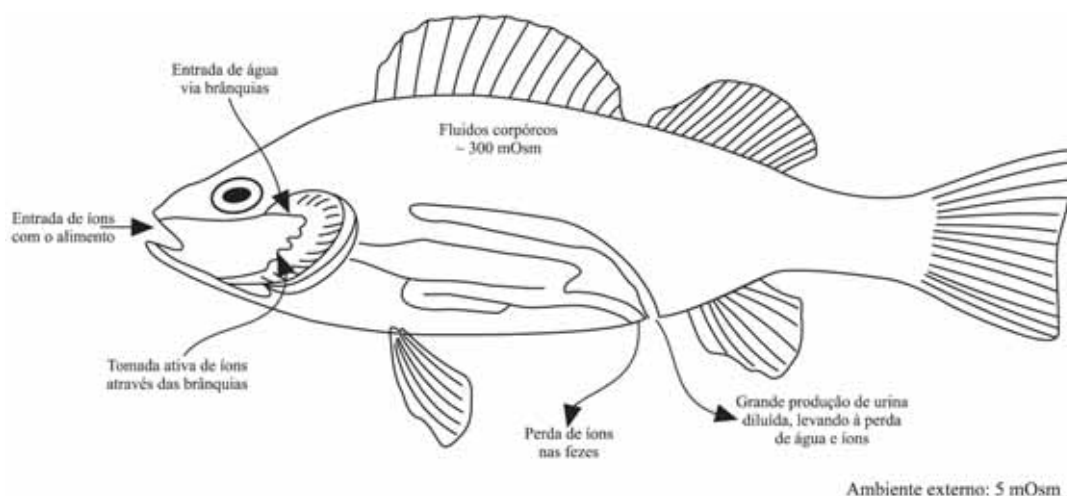
**Figura 5.** Fotomicrografias de brânquias de *Prochilodus lineatus* expostos a 0,1 mg L<sup>-1</sup> de sulfato de alumínio. **A** - detalhe de um filamento branquial mostrando aneurisma. 175x HE; **B** - detalhe de um filamento mostrando a disposição das lamelas e a proliferação de células produtoras de muco (coradas em azul). 350x azul de Alcian. (Fonte: Galindo, 1998) (Fotos: C.R.B. Martinez)

eliminação de grandes quantidades de urina diluída (cerca de 2 a 6 mL urina kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>). Entretanto, apesar da intensa reabsorção de íons nos túbulos renais, quantidades significativas de íons ainda são perdidas na urina. Perda iônica também pode ocorrer por difusão a partir da superfície corpórea. Uma pequena parcela dos íons perdidos é compensada pelo sal ingerido com o alimento, enquanto quantidades mais significativas de íons são obtidas através de processos de tomada ativa por meio das brânquias (fig. 6).

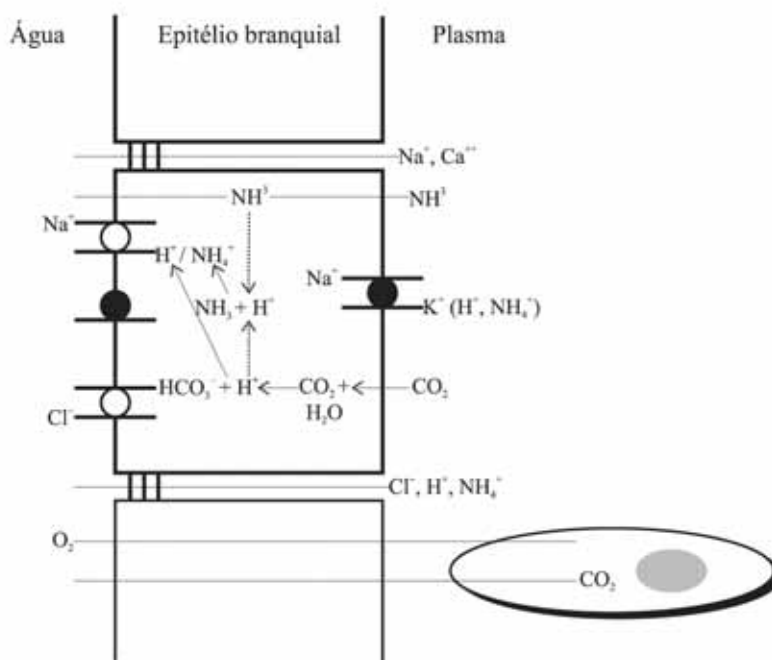
Vários modelos já foram propostos para explicar as vias e os mecanismos de trocas iônicas através das brânquias de teleosteos dulcícolas. Esses mecanismos, aparentemente, estão presentes principalmente nas células de cloreto, ou células ricas em mitocôndrias. Em teleosteos de água doce, ou adaptados a ela, parece que ocorrem dois tipos distintos de células de cloreto: as células  $\alpha$  e  $\beta$  (Evans *et al.*, 1999). O primeiro tipo —

as células de cloreto  $\alpha$  — está localizado no filamento, no ângulo formado entre o filamento e a lamela. Esse tipo de célula parece estar presente no epitélio branquial tanto de teleósteos dulcícolas como marinhos. O segundo tipo — as células de cloreto  $\beta$  — está localizado no filamento, na área aberta compreendida entre duas lamelas, e é mais freqüente no epitélio branquial de teleósteos adaptados à água doce, podendo degenerar quando os peixes são transferidos para a água do mar, indicando, assim, que essas células estão provavelmente mais relacionadas com a absorção ativa de íons (Jobling, 1995). Os modelos mais recentes para explicar a tomada ativa de sódio e cloreto através dessas células, nas brânquias de teleósteos dulcícolas, sugerem que a

energia necessária para a absorção ativa de  $\text{Na}^+$  e  $\text{Cl}^-$  é derivada da atividade da  $\text{Na}^+ - \text{K}^+$  ATPase localizada na membrana basal (em contato com o sangue) da célula; e que a entrada de  $\text{Na}^+$  e  $\text{Cl}^-$  através da membrana apical (em contato com o meio externo) ocorre graças à presença dos trocadores iônicos  $\text{Na}^+/\text{H}^+$  e  $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$  (ver Evans *et al.*, 1999) (fig. 7). Os vários processos de troca que ocorrem através das brânquias parecem estar acoplados, visto que a excreção de  $\text{CO}_2$ , resultante da respiração, bem como a da amônia, principal produto de excreção dos peixes, resultam na tomada ativa de sódio e cloreto via processos de troca iônica (fig. 7). Assim, esses mecanismos beneficiam os teleósteos dulcícolas, visto que atendem tanto ao processo de osmor-



**Figura 6.** Desenho esquemático com as principais vias de entrada e saída de água e íons de um teleósteo dulcícola. (Fonte: modificado de Jobling, 1995)



**Figura 7.** Prováveis vias de troca iônica que operam nas brânquias de teleósteos dulcícolas. Os processos que envolvem transporte ativo estão indicados pelos círculos preenchidos, os processos mediados por carreadores estão indicados por linhas contínuas e os processos difusivos estão representados por linhas tracejadas. (Fonte: modificado de Jobling, 1995)

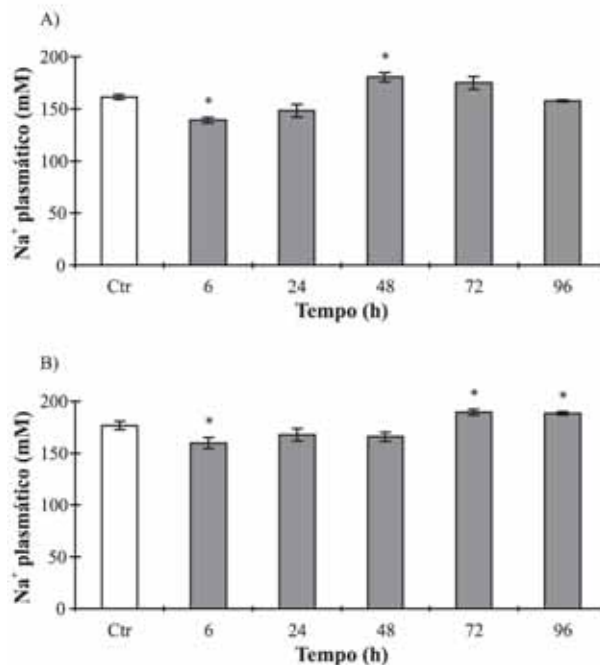
regulação como aos processos de respiração e excreção (Jobling, 1995).

A osmolaridade plasmática, assim como a concentração plasmática de íons individuais, como o  $\text{Na}^+$  e o  $\text{Cl}^-$ , são exemplos de variáveis fisiológicas utilizadas como indicadores de efeitos subletais de poluentes em peixes (Abel, 1989). Alterações no balanço de água e de íons podem ser decorrentes dos efeitos de poluentes nos órgãos envolvidos na osmorregulação, no sistema endócrino, no metabolismo ou nos processos de transporte ativo. Assim, os níveis iônicos no sangue, determinados pela osmolaridade ou por concentrações iônicas específicas, são biomarcadores sensíveis de exposição a agentes químicos, bem como de seus efeitos (Heath, 1987; Mayer *et al.*, 1992).

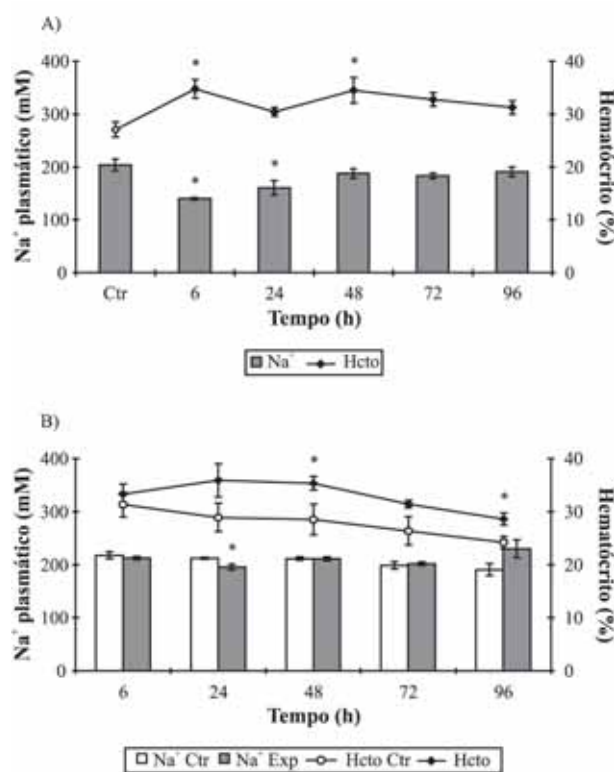
Estudos realizados no laboratório da UEL (Cobra, 1998; Galindo, 1998; Nagae, 1996; Pinheiro, 1996) mostraram que peixes expostos a concentrações subletais do inseticida Azodrin e dos metais chumbo e alumínio apresentaram, inicialmente, redução significativa do teor de sódio plasmático (figs. 8 e 9), seguida por recuperação desse parâmetro; nos casos da exposição ao Azodrin ou ao chumbo, observou-se, inclusive, aumento significativo do  $\text{Na}^+$  plasmático nos períodos de exposição mais longos (fig. 8).

Esse padrão de resposta do sódio plasmático — decréscimo inicial seguido do retorno aos valores iniciais ou, ainda, seguido do aumento em relação aos valores iniciais — pode estar refletindo variações decorrentes da resposta generalizada ao estresse, mediada por catecolaminas e cortisol (fig. 10). O decréscimo inicial do sódio pode estar associado à entrada de água em consequência do aumento da permeabilidade branquial; e o restabelecimento desse parâmetro, ou até mesmo seu aumento, pode estar refletindo a estimulação dos mecanismos de tomada iônica pelo cortisol.

Além de poder estar associada diretamente com a resposta neuro-endócrina ao estresse, a redução do sódio plasmático, nos períodos iniciais, pode estar refletindo alterações nos mecanismos de osmorregulação ou em seu controle, levando ao comprometimento da capacidade de hiperregulação. McBride & Richards (1975) também observaram que o teor de sódio plasmático de *Cyprinus carpio* (carpa-comum) era significativamente reduzido por Aldrin, Atrazina e Trifluralina, mas aumentado significativamente pelo DDT. Os autores sugeriram que esses efeitos podem refletir disfunções da  $\text{Na}^+ - \text{K}^+ - \text{ATPase}$ . Alguns estudos mais recentes têm relatado perturbações osmorregulatórias por inibição da  $\text{Na}^+ - \text{K}^+ - \text{ATPase}$  branquial (Stagg & Shuttleworth, 1982; Stagg *et al.*, 1992a, 1992b; Martinez, 1995). Por exemplo, trutas expostas ao alumínio em pH 5,0 apresentaram decréscimo significativo dos teores plasmáticos de sódio e de cloreto, acompanhado por inibição de 25% da  $\text{Na}^+ - \text{K}^+ - \text{ATPase}$  branquial (Saturnes *et al.*, 1984).

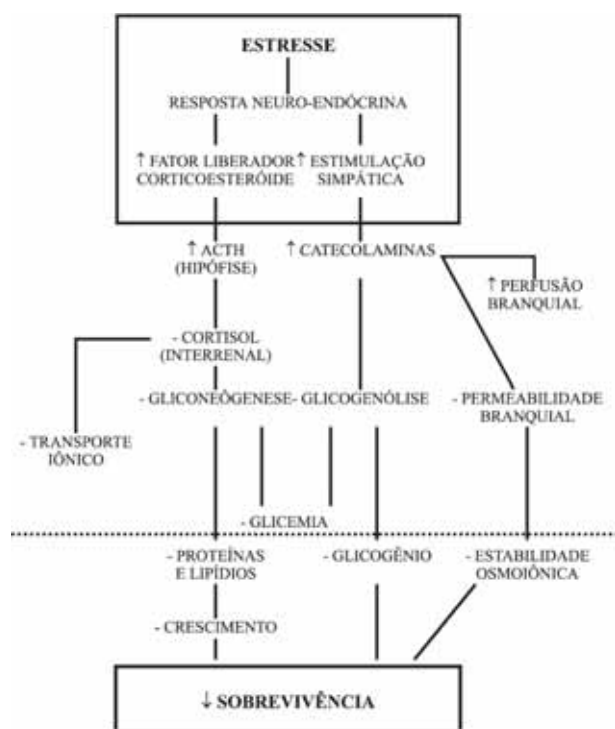


**Figura 8.** Sódio plasmático (mM) obtidos para *Prochilodus lineatus* expostos a 21 mg L<sup>-1</sup> de Azodrin (A) e para *Astyanax altiparanae* expostos a 100 mg L<sup>-1</sup> de nitrato de chumbo (B) em diferentes períodos experimentais (6, 24, 48, 72 e 96h) e para o grupo controle (Ctr). A linha vertical representa o erro padrão; \* indica valor significativamente diferente do grupo controle (p < 0,05). (Fonte: Machado, 1994; Pinheiro, 1996)



**Figura 9.** Sódio plasmático (mM) e hematócrito (%) obtidos para *Prochilodus lineatus* (A) e *Astyanax altiparanae* (B) expostos a 1 mg L<sup>-1</sup> de sulfato de alumínio em diferentes períodos experimentais (6, 24, 48, 72 e 96h) e para os grupos controle (Ctr). As barras representam o sódio plasmático, as linhas horizontais o hematócrito, e as linhas verticais o erro padrão; \* indica valor significativamente diferente do grupo controle (p < 0,05). (Fonte: Galindo, 1998)

## Hematócrito



**Figura 10.** Esquema simplificado apresentando as principais vias de respostas neuro-endócrinas ao estresse em peixes. (Fonte: modificado de Moyle & Cech, 1996)

Além dos efeitos sobre os mecanismos osmorreguladores propriamente ditos, os poluentes podem ter afetado o controle desses mecanismos — por exemplo, as respostas da prolactina ao estresse ambiental podem ter sido inibidas por agentes tóxicos (Mehrle & Mayer, 1985). A prolactina é o principal hormônio na adaptação à água doce, pois estimula a liberação de muco e a diurese (Jobling, 1995).

Os efeitos do Azodrin e do chumbo, nos períodos de exposição mais longos, promovendo aumento do teor de sódio plasmático, também podem refletir uma resposta adaptativa definida como hormesis: uma supercompensação de uma resposta fisiológica dentro dos limites de capacidade do animal (Martinez, 1995). Entretanto, para se determinar as vias desses poluentes — que parecem interferir direta ou indiretamente na regulação iônica — são necessários estudos mais aprofundados, principalmente em relação à integridade funcional do epitélio branquial e das células de cloreto, bem como em relação à atividade das enzimas de transporte. Dessa forma, seria possível localizar as diferenças funcionais observadas em *A. altiparanae* e *P. lineatus*.

A exposição a concentrações subletais de Trifluralina não resultou em alterações significativas no teor de sódio plasmático de *P. lineatus* e *A. altiparanae*. Portanto, para a avaliação dos efeitos subletais desse herbicida, o teor de sódio plasmático não constitui parâmetro fisiológico representativo.

O sangue é composto de plasma líquido e células sanguíneas. Nos teleostes, as células sanguíneas são produzidas no tecido hematopoético localizado no rim anterior e, possivelmente, também no baço (Heath, 1987). Em contraste com os mamíferos, nos peixes não existem nódulos linfáticos e medula óssea. Nos tecidos formadores de células sanguíneas, o hemocitoblasto é a célula que dá origem aos eritrócitos e leucócitos (linfócitos, granulócitos e trombócitos). Os eritrócitos (ou hemácias) de peixes são nucleados, têm tamanho semelhante aos leucócitos e contêm hemoglobina, que aumenta a capacidade do sangue para transportar oxigênio.

O hematócrito é um parâmetro hematológico que corresponde à porcentagem de sangue composto por células, e é determinado pela medida do volume relativo dessas células em relação ao volume total de sangue, após a centrifugação de uma amostra de sangue total.

A estimativa de valores normais de hematócrito, assim como outros parâmetros hematológicos (conteúdo de hemoglobina e número de hemácias), para uma determinada espécie de peixe, é uma tarefa muito difícil, considerando-se que esses parâmetros podem ser influenciados por muitas variáveis, como estação do ano, doenças e método de captura do animal (Heath, 1987).

A exposição a poluentes químicos ou a hipóxia ambiental também podem induzir alterações (aumento ou decréscimo) nos parâmetros hematológicos. Por exemplo, o chumbo pode promover anemia em peixes pela inibição da síntese de hemoglobina e conseqüente redução do hematócrito. Sabe-se que esse metal inibe a enzima  $\delta$  aminolevulinato desidratase ( $\delta$  ALAD), que é necessária nos estágios iniciais da síntese de hemoglobina nos tecidos hematopoéticos. De acordo com Johansson-Sjoberg & Larsson (1978), a exposição ao chumbo causa um decréscimo dose-dependente na atividade da  $\delta$  ALAD eritrocitária em peixes, aves e mamíferos, através da inibição direta dessa enzima. Esses autores reportaram que trutas expostas durante 30 dias a  $300 \mu\text{g L}^{-1}$  de chumbo apresentaram anemia. Entretanto, Martinez *et al.* (1998) e Cobra & Martinez (1999) não constataram variações nos hematócritos de *Prochilodus lineatus* e de *Astyanax altiparanae* expostos ao chumbo durante 96 horas, sendo que os valores mantiveram-se inalterados em relação aos valores dos animais-controle ( $31,36 \pm 2,14\%$ ,  $n = 12$ ;  $25,34 \pm 4,27\%$ ,  $n = 15$ , respectivamente). A atividade da enzima  $\delta$  ALAD eritrocitária de *P. lineatus* exposto ao chumbo durante 48 horas também não variou significativamente em relação ao controle (Martinez *et al.*, 2000). Esses resultados indicam que a exposição aguda (até 96 horas) ao chumbo não promove decréscimo da atividade eritrocitária da ALAD e conseqüente redução do hematócrito, como relatado para a truta submetida à exposição crônica (30 dias) ao poluente.

Por outro lado, observou-se que o alumínio em pH ácido promoveu aumento do hematócrito tanto para *P. lineatus* como para *A. altiparanae* (fig. 9). Essa variação do hematócrito poderia representar mais um efeito do pH do que propriamente do alumínio, visto que é muito comum o aumento do hematócrito em peixes imersos em águas ácidas (Wood & McDonald, 1982). Entretanto, quando os animais foram expostos somente ao pH 5,0, não apresentaram variação significativa do hematócrito (Galindo & Martinez, 1998). O aumento do hematócrito já foi observado em peixes submetidos a estresse não específico (como, por exemplo, a retirada do animal da água), e pode ocorrer minutos após o início do estresse (Casillas & Smith, 1977). Parte dessa resposta pode ser devida ao inchaço dos eritrócitos, que ocorre sempre que o animal é submetido à hipóxia. Além disso, pode haver liberação de eritrócitos do baço, uma resposta comum ao estresse, desencadeada pela estimulação adrenérgica que causa contração esplênica e liberação dos eritrócitos armazenados para a circulação.

Aumentos ou decréscimos de parâmetros hematológicos, em resposta ao estresse do ambiente, também podem ocorrer em consequência de perda ou ganho de água. Assim, eventuais disfunções osmorregulatórias provocadas pelo alumínio podem ser responsáveis, pelo menos em parte, pela policitemia observada. Conseqüentemente, é importante que informações sobre osmolaridade ou concentração de íons plasmáticos sejam fornecidas adicionalmente, para permitir uma análise mais acurada dos parâmetros hematológicos.

Quando *P. lineatus* e *A. altiparanae* foram expostos aos agrotóxicos Azodrin e Trifluralina e ao metal chumbo, não foram verificadas alterações significativas do hematócrito. Assim, pode-se especular que as alterações histopatológicas constatadas não devem reduzir as trocas gasosas de forma a promover uma hipóxia interna e conseqüente inchaço dos eritrócitos, visto que não foram constatados aumentos nos valores de hematócrito dos animais expostos a esses poluentes.

### Glicemia

A exposição de peixes a estressores ambientais induz a uma série característica de respostas endócrinas análogas à "síndrome de adaptação geral" observada em mamíferos (fig. 10). Pode-se considerar a resposta ao estresse como um conjunto de alterações primárias, secundárias e terciárias que envolvem níveis sucessivamente superiores da organização biológica, iniciando com a ativação dos sistemas nervoso e endócrino e terminando com alterações apresentadas pelo organismo como um todo (Jobling, 1994). Estresse em peixes, assim como em outros animais, resulta tipicamente em dois tipos de resposta endócrina: a resposta via eixo hipotálamo-hipófise e células interrenais, que culmina com o aumento do cortisol plasmático, e a resposta

adrenérgica, que resulta em aumento de catecolaminas plasmáticas (Brown, 1993).

A hipersecreção de catecolaminas e a de corticoesteróides são consideradas respostas primárias ao estresse (Thomas, 1990). A liberação de catecolaminas e cortisol dispara uma grande variedade de alterações bioquímicas e fisiológicas, denominadas coletivamente de respostas secundárias ao estresse. Os efeitos metabólicos podem incluir hiperglicemia, hiperlactemia, depleção das reservas teciduais de glicogênio, lipólise e inibição da síntese protéica. Podem ocorrer, também, o aumento do catabolismo de proteínas plasmáticas e alterações nas concentrações plasmáticas de aminoácidos, ácidos graxos livres e colesterol. Essa resposta endócrina generalizada, que resulta em rápida mobilização de reservas energéticas, pode ser considerada um mecanismo adaptativo que permite ao organismo um aumento na demanda energética durante a exposição a fatores estressantes (fig. 9).

Quando *P. lineatus* e *A. altiparanae* foram expostos ao Azodrin (Pinheiro, 1996) e ao metal chumbo (Nagae, 1996), assim como quando exemplares de *P. lineatus* foram expostos ao alumínio (Galindo, 1998), observou-se uma resposta hiperglicêmica (fig. 11). Em peixes, alguns metais pesados já foram relatados como sendo estimulantes da atividade interrenal, levando a um aumento dos níveis de glicose e de corticoesteróides plasmáticos (Pratap & Wendelaar Bonga, 1990). Brown & Whitehead (1995) observaram que a exposição de *Salmo trutta* (truta-marrom) ao alumínio, em água ácida (pH 5,0), resultou em uma resposta endócrina de estresse, com um aumento significativo da glicose e do cortisol plasmáticos. A exposição ao chumbo também afetou o metabolismo de glicose de *Sarotherodon aureus* (tilápia-aureus), da mesma forma que outros contaminantes ambientais, como o DDT por exemplo (Salmerón-Flores *et al.*, 1990).

Entretanto, quando indivíduos de *A. altiparanae* foram expostos à Trifluralina, observou-se uma resposta hiperglicêmica apenas na menor concentração testada ( $0,30 \text{ mg L}^{-1}$ ), enquanto os animais expostos a  $0,91 \text{ mg L}^{-1}$  do herbicida apresentaram redução significativa da glicemia (fig. 11). Outros autores, como Mayer *et al.* (1992), também reportaram respostas hipoglicêmicas após a exposição aguda de peixes a agrotóxicos. Essa redução nos níveis de glicose circulante poderia estar relacionada com a perda de glicose na urina, decorrente da redução nas taxas de reabsorção renal de glicose (Heath, 1987).

### INDICADORES GENÉTICOS DA POLUIÇÃO

O uso de biomarcadores em ecotoxicologia pode resolver alguns problemas, como o de estabelecer os efeitos de compostos químicos existentes no ambiente sobre organismos individuais, tanto em termos popu-

lacionais quanto de comunidades. Um biomarcador pode ser definido como uma variação xenobioticamente induzida nos componentes, nas estruturas, nos processos ou nas funções celulares e bioquímicas, que é medido no sistema biológico ou na amostra.

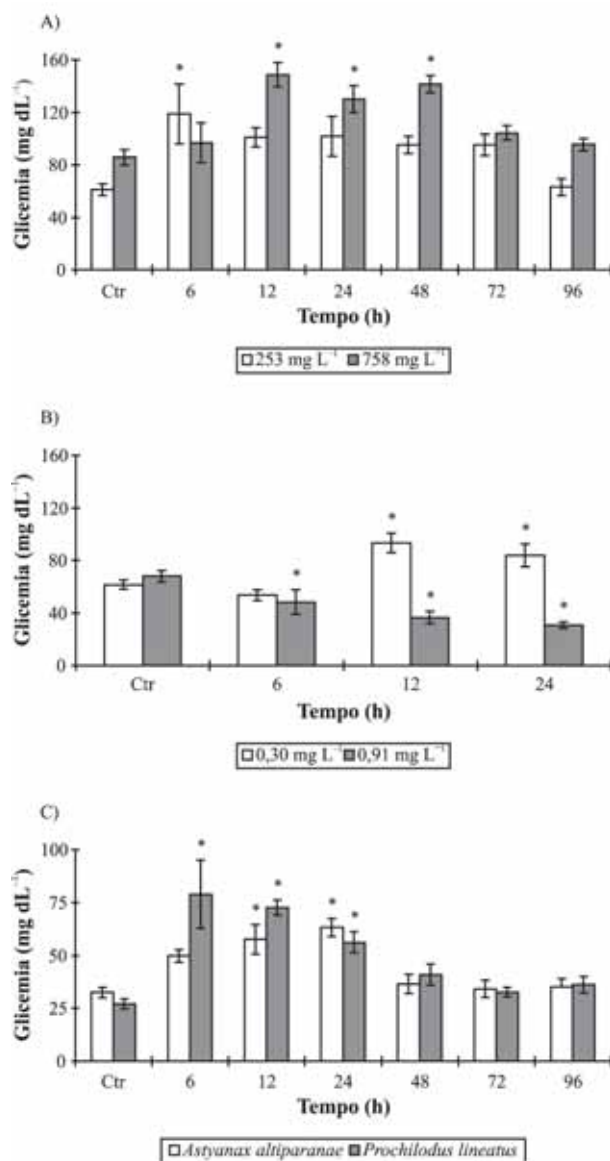
Biomarcadores podem fornecer medidas sensíveis e específicas da exposição de organismos a agentes genotóxicos (e, algumas vezes, de seus efeitos tóxicos), através de amostras obtidas em campo por procedimentos de amostragem não-destrutivos, permitindo avaliar a saúde dos organismos no ambiente.

Tipicamente, os biomarcadores são alterações na atividade de enzimas ou no nível de um composto biogênico específico. Eventos como a formação de aductos por ligação covalente no DNA e os rearranjos do DNA em trocas entre cromátides irmãs (SCEs), por exemplo, também são considerados biomarcadores. Efeitos genotóxicos específicos são utilizados como parâmetros para avaliar danos no DNA causados por poluentes ambientais. Em geral, perturbações no material genético são deletérias ao organismo e podem levar a conseqüências severas e irreversíveis para a saúde.

A toxicologia genética aquática tem o propósito de determinar que efeitos os xenobióticos (compostos não encontrados nos organismos e que possuem origem e estrutura química estranhas a eles, induzindo diferentes efeitos na célula) têm na estrutura e na função dos ecossistemas aquáticos, e um dos seus objetivos principais é o desenvolvimento de técnicas que meçam a contaminação ambiental. A constatação de que dejetos industriais podem induzir efeitos genotóxicos nas espécies aquáticas e terrestres tem estimulado as pesquisas nessa área, utilizando, principalmente, bioensaios de curta duração. Nos bioensaios genéticos, o alvo toxicológico é o DNA, que existe em todas as formas celulares vivas. Assim, pode-se extrapolar que compostos reativos com o DNA, em uma espécie, têm o potencial de produzir efeitos semelhantes em outras espécies. A literatura sobre a genotoxicidade de efluentes e dejetos industriais utilizando organismos variados, como bactérias, fungos, leveduras, células de mamíferos *in vitro*, peixes, etc., é extensa.

Os efeitos de poluentes ambientais nos organismos podem ser monitorados de diversas maneiras e em diferentes níveis. No caso de compostos químicos genotóxicos, os efeitos no DNA podem ser monitorados usando-se vários ensaios com biomarcadores capazes de detectar alterações fenotípicas como resultado de mutação, anormalidades cromossômicas, síntese de DNA não-programada, aductos de DNA e quebras no DNA. Recentes desenvolvimentos técnicos na biologia molecular, tais como DNA *fingerprinting* e amplificação gênica por PCR (reação de polimerização em cadeia), podem revelar diferenças nos marcadores de DNA dos indivíduos de áreas controle e de áreas poluídas.

A mutagênese é um evento biológico inevitável e não necessariamente deletério. Certamente, no contexto



**Figura 11.** Glicemia ( $\text{mg dL}^{-1}$ ) obtidos para *Astyanax altiparanae* expostos a duas concentrações subletais de Azodrin (A); para *A. altiparanae* expostos a duas concentrações subletais de Trifluralina (B) e para *A. altiparanae* e *Prochilodus lineatus* expostos, respectivamente, a 33 e 38  $\text{mg L}^{-1}$  de nitrato de chumbo (C). Grupo controle representado como Ctr. A linha vertical representa o erro padrão; \* indica valor significativamente diferente do grupo controle ( $p < 0,05$ ). (Fontes: Nagae, 1996; Pinheiro, 1996)

da evolução darwiniana, a sobrevivência do mais apto implica que a mutação pode conferir tanto vantagens como desvantagens genéticas (Singer & Kusmierck, 1982). Entretanto, as mutações normalmente são detectadas como erros.

As mutações são detectadas nos organismos através de suas expressões fenotípicas. Dependendo da complexidade da organização do material genético, uma alteração primária pode levar a diferentes tipos de mutação. Os efeitos das mutações podem não se manifestar por muitas gerações, mas, quando isso acontece, podem ser significativos na população, pois muitas delas afetam seriamente a capacidade do organismo (Pandurangi *et al.*, 1995). Um determinado composto pode não apre-

sentar danos para as gerações futuras, mas pode induzir alterações nas células somáticas dos indivíduos expostos a ele, levando a mutações somáticas e até mesmo ao câncer (Natarajan & Obe, 1986).

Nos últimos 25 anos foram desenvolvidos mais de 200 testes de curta duração utilizando microorganismos, insetos, plantas e animais para identificar agentes que promovem dano genético. A seleção do ensaio apropriado para um determinado estudo depende das características da amostra a ser testada, da validade do sistema-teste e de sua base de dados acumulados, da utilidade do ensaio para amostras ambientais complexas, de seu custo relativo e de sua simplicidade (Houk, 1992). Portanto, os testes genéticos para biomonitoramento têm que ser rápidos, relativamente baratos, precisos e reproduzíveis.

Danos cromossômicos e SCEs induzidos por efluentes e detritos industriais, como os de refinarias de petróleo e de fábricas de papel e celulose, têm sido estudados, preferencialmente, em sistemas-testes com fungos (Kafer *et al.*, 1982 *apud* Houk, 1992) e células de mamíferos *in vitro* (Latt *et al.*, 1977; Clive, 1979 *apud* Houk, 1992). No entanto, a maioria das espécies de peixes não é adequada para a pesquisa de aberrações cromossômicas ou da frequência de SCEs, pois apresenta muitos cromossomos, sendo estes de tamanho reduzido, irregulares e com índice mitótico baixo (Kligerman, 1982; Odeigah & Osanyipeju, 1995; Belpaeme *et al.*, 1996). Isso também é verdadeiro para as espécies de peixes nativas encontradas na bacia do rio Tibagi.

Apesar de os métodos utilizados pela genética toxicológica na avaliação dos efeitos genotóxicos de agentes químicos em ecossistemas aquáticos estarem aperfeiçoados, normalmente nenhum teste genético, por si só, consegue dar todas as respostas. O teste de aberrações cromossômicas (AC) e o de SCEs consomem muito tempo; o de aductos de DNA e os testes moleculares geralmente são muito dispendiosos; o teste do micronúcleo (MN) às vezes fornece resultados inconclusivos, e o teste do cometa necessita ser melhor padronizado em organismos aquáticos. No entanto, até o momento o teste do MN é o mais empregado em estudos com células de organismos aquáticos, principalmente de peixes, e o que apresenta menores restrições de uso nesses sistemas biológicos.

### O Teste do Micronúcleo

O teste do micronúcleo (MN) é uma técnica que detecta substâncias clastogênicas ou aneugênicas, e é de triagem rápida e de baixo custo, adequada para se avaliar a exposição de peixes marinhos e de água doce a contaminantes (Landolt & Kocan, 1983). Micronúcleos, um ou vários por célula, são massas de cromatina com aparência de um pequeno núcleo, resultante de fragmentos cromossômicos acêntricos ou de cromossomos que se atrasaram, em relação aos demais, em

sua migração para os pólos da célula na anáfase (Schmid, 1976). Embora o MN possa se originar espontaneamente, sua indução é comumente usada para se detectar danos genotóxicos resultantes de exposição a um agente mutagênico (Heddle *et al.*, 1983).

Anteriormente esse teste utilizava eritrócitos policromáticos da medula óssea de roedores (Schmid, 1976); mais tarde foi estendido a eritrócitos circulantes (MacGregor *et al.*, 1980) e também aplicado a eritrócitos de peixes (Hooftman & De Raat, 1982; Hose *et al.*, 1984, 1987). As figuras 12 e 13 mostram, respectivamente, o esquema de formação de um MN e um eritrócito micronucleado de peixe.

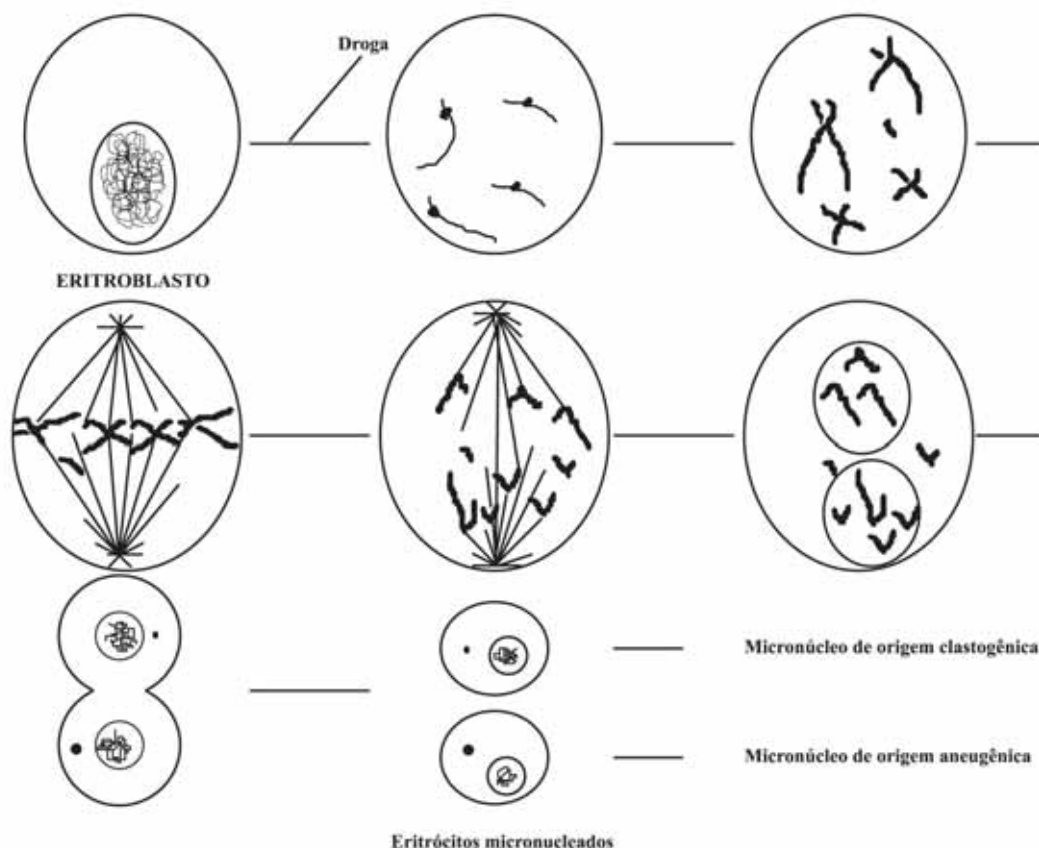
Nos teleósteos, os eritrócitos são nucleados, e Williams & Metcalfe (1992) afirmaram que a formação de MNs espontâneos, nesses organismos, parece ser menos frequente que em roedores. Outra vantagem do teste em peixes, em relação aos mamíferos, é que, nestes últimos, muitas vezes somente uma pequena quantidade de metabólitos ativados consegue alcançar as células do tecido hematopoético na medula óssea (Natarajan & Obe, 1986), ao passo que, nos peixes, o rim (principal local de hematopoese no animal adulto) contém alta atividade de enzimas oxigenases de função mista, responsáveis pela metabolização de xenobióticos (James *et al.*, 1979a; 1979b).

Vários estudos foram realizados mostrando que os eritrócitos de peixes apresentam alta frequência de MNs depois de expostos a diferentes poluentes, tanto em condições laboratoriais (Hooftman & De Raat, 1982; Manna *et al.*, 1985; Al-Sabti, 1986a, 1986b, 1991, 1994; Das & Nanda, 1986; Ueda *et al.*, 1992; Schultz *et al.*, 1993; Al-Sabti *et al.*, 1994; Odeigah & Osanyipeju, 1995; Belpaeme *et al.*, 1996; Nepomuceno *et al.*, 1997) como no campo (Cross & Hose, 1986; Hose *et al.*, 1987; Metcalfe, 1988; Al-Sabti & Hardig, 1990). O teste do MN é aplicável a peixes marinhos e aos de água doce e, além dos eritrócitos, podem ser analisadas células do rim, do fígado e das brânquias. Estas últimas, segundo Hayashi *et al.* (1998), são mais sensíveis a agentes indutores de MNs que as hematopoéticas.

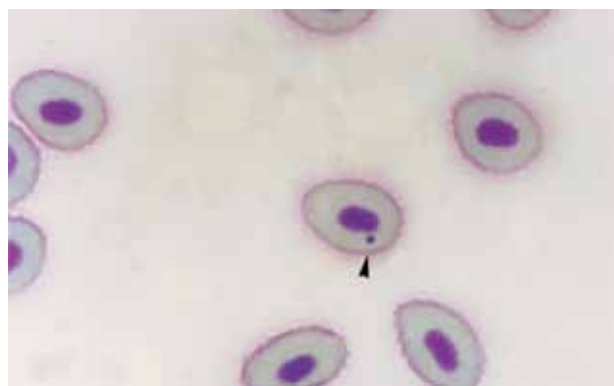
### Quebras do DNA e Teste do Cometa

Medidas sensíveis de quebras do DNA podem ser conseguidas pelas técnicas de eluição alcalina e de síntese de DNA não-programada, as quais revelam danos no material genético em populações de células. No entanto, tais técnicas fornecem informação limitada sobre os danos em células isoladas (Rydberg, 1980).

Rydberg & Johanson (1978) foram os primeiros autores a quantificar diretamente danos no DNA de células isoladas, usando uma técnica de eletroforese em microgel. Essa técnica, conhecida como ensaio do cometa, pode ser usada em amostras de células muito pequenas (Tice *et al.*, 1990) e envolve a detecção, sob



**Figura 12.** Formação de micronúcleos (MN) em eritrócitos de peixes a partir da ação de agentes clastogênicos ou aneugênicos. (Fonte: modificado de Rabello-Gay, 1991)



**Figura 13.** Fotomicrografia de eritrócito micronucleado de *Schizodon intermedius* corado com Giemsa (1875x). (Foto: I.M.S. Cólus)

condições alcalinas, de fragmentos de DNA, que na eletroforese migram do core nuclear muito mais rapidamente do que o DNA intacto, resultando na formação de um cometa com cauda. O ensaio do cometa passou por várias modificações (Ostling & Johanson, 1984; Singh *et al.*, 1988, entre outros) e permite, atualmente, a detecção de quebras de cadeias duplas ou simples de DNA, assim como modificações em sítios álcali-lábeis do DNA de células eucariontes.

Um número ainda limitado de análises de organismos expostos no campo a poluentes aquáticos ou a sedimentos contaminados tem usado a quebra de cadeia do DNA como um indicador relativamente sensível, rápido e amplo da exposição a poluentes genotóxicos. Pandrangi

*et al.* (1995) usaram essa técnica em eritrócitos de peixes coletados em locais do Canadá com diferentes níveis de contaminação, observando que em células de animais que não foram expostos a um agente genotóxico, pouca cauda de DNA foi detectada, ao contrário do que ocorreu com peixes de áreas contaminadas.

Com o objetivo de utilizar esse teste nos peixes da bacia do rio Tibagi, Cólus *et al.* (2000) conduziram um estudo de biomonitoramento da qualidade da água do arroio Sacra, afluente do rio Uruguai, com o objetivo de observar os efeitos da poluição ambiental em diferentes populações de peixes do gênero *Astyanax*. Os autores aplicaram técnicas citológicas (testes do MN e do cometa) e moleculares (PCR e RAPD) combinadas, e comprovaram a eficácia do teste do cometa nesse tipo de estudo. A comparação dos dados obtidos nos testes de MN e RAPD (Garcia *et al.*, 2002) permite afirmar que o emprego de tais técnicas, combinadas, é de grande importância para a avaliação simultânea do dano genotóxico de contaminantes e do grau de divergência genética intra e interpopulacional em populações naturais. Essas metodologias estão em fase de implantação nos estudos de biomonitoramento de afluentes do rio Tibagi. Apesar de ter sido demonstrado que o ensaio do cometa é extremamente sensível e bastante útil para a detecção de danos no DNA causados por contaminantes ambientais, é necessário que seja mais explorado para que se possa avaliar sua efetividade em



detectar variabilidades interindividuais ou intercelulares na resposta a poluentes e a estímulos genotóxicos de ocorrência natural, bem como a persistência desses efeitos.

### **Espécies Indicadoras nos Testes de Mutagenicidade**

Rápidos avanços nas técnicas genéticas têm levado ao seu aperfeiçoamento para o estudo dos efeitos genotóxicos de substâncias químicas presentes na água, usando, principalmente, organismos aquáticos como moluscos e larvas de anfíbios e de peixes, que retratam muito bem as condições ambientais (Peña, 1996).

Ecossistemas alvo para monitoramento podem requerer que certos animais sejam amostrados, especialmente nos estudos de cadeia alimentar. Os efeitos ecotoxicológicos da poluição somente podem ser avaliados pelo estudo do ecossistema afetado. Em vista da diversidade de espécies normalmente encontrada, a maioria dos métodos tende a se concentrar em espécies indicadoras que forneçam indícios dos efeitos e da extensão da poluição (Alloway & Ayres, 1997).

Os peixes estão sendo usados como organismos indicadores, contribuindo para o controle da poluição das águas. As espécies de peixes têm sido freqüentemente utilizadas porque são parte ecológica e economicamente importante dos sistemas aquáticos, são sensíveis a condições ambientais adversas e podem ser estudadas com relativa facilidade em laboratório (Kligerman, 1982).

Nos testes de toxicidade, a maioria das pesquisas ainda utiliza peixes exóticos e, segundo Damato (1989), no Brasil isso se deve, provavelmente, ao desconhecimento da biologia e da ecologia das espécies nativas e, também, à falta de informações sobre as condições de coleta e de aclimação das mesmas.

As vantagens na utilização de peixes como organismos-testes incluem, ainda, a facilidade com que eles podem ser mantidos em laboratório e expostos aos produtos químicos, e as semelhanças de suas respostas a esses produtos às dos vertebrados superiores, podendo, desse modo, ser usados para projetar a ação desses agentes potencialmente teratogênicos e mutagênicos ao homem. Os peixes são utilizados principalmente para a determinação da distribuição e dos efeitos tóxicos de produtos químicos na contaminação do ambiente aquático. Despejos de esgotos de indústrias e de áreas urbanas são responsáveis por alta contaminação nesse tipo de ambiente (Al-Sabti & Metcalfe, 1995).

Os peixes, muitas vezes, atuam como "organismos sentinelas", indicando potencialmente a exposição da população humana a substâncias genotóxicas presentes na água. A alimentação é a principal rota de exposição do homem aos produtos químicos, e esses animais têm sido reconhecidos como os maiores vetores de transferência de contaminantes aos humanos. Por exemplo,

peixes marinhos e moluscos, que são as maiores fontes de proteína na alimentação dos indivíduos que vivem em cidades do Mediterrâneo, são freqüentemente contaminados por altas concentrações de mercúrio (WHO, 1990). Danos cromossômicos já foram encontrados em pessoas expostas ao mercúrio através do consumo de peixes contaminados (Skerfving *et al.*, 1974). Atividades genotóxicas em peixes têm sido avaliadas usando-se uma variedade de testes, incluindo aductos de DNA em tecido hepático (Sikka *et al.*, 1990; Stein *et al.*, 1993), análises de quebras de fitas únicas de DNA (Shurgart *et al.*, 1992), análise de síntese não-programada de DNA (Walton *et al.*, 1984; Ali *et al.*, 1993), SCEs (Alink *et al.*, 1980; Kligerman & Bloom, 1976) e análises de aberrações cromossômicas (Krishnaja & Rege, 1982), tendo sido realizados, também, inúmeros trabalhos utilizando o teste do MN.

Segundo Lower & Kendall (1990), também existe uma quantidade considerável de informações sobre carcinogênese resultante de contaminação ambiental em peixes de água doce e marinhos, e que inclui lesões de pele, carcinomas, hepatomas, papilomas e lesões hiperplásticas e pré-neoplásicas.

### **Teste do Micronúcleo para Avaliar a Genotoxicidade de Poluentes para *P. lineatus* e *A. altiparanae***

Nos programas de biomonitoramento *in situ* existe a necessidade de se comparar os resultados obtidos com os de peixes (espécies indicadoras) expostos a agentes genotóxicos em laboratório. Devido ao fato de as espécies nativas escolhidas para estudos de genética toxicológica da bacia do rio Tibagi apresentarem grande número de pequenos cromossomos, a utilização do teste de AC ou a do teste de SCEs não são as mais adequadas. Dessa forma, nos estudos realizados em eritrócitos de *Prochilodus lineatus* e *Astyanax altiparanae* no laboratório da UEL utilizando poluentes normalmente encontrados na bacia do rio Tibagi, tem sido utilizado o teste citogenético do MN.

O uso de espécies nativas para estudos do potencial mutagênico de compostos químicos em peixes é muito importante, pois, além de serem espécies de interesse ecológico, também podem ser fonte de proteína para o homem. Ressalte-se que no Brasil ainda são escassas as pesquisas que utilizam peixes nativos para avaliar efeitos genotóxicos de poluentes aquáticos (na natureza ou em laboratório) e, aquelas que o fazem, estão trabalhando com espécies exóticas (Lemos *et al.*, 1994) ou introduzidas, como *Tilapia rendalli* (tilápia-do-congo) e *Oreochromis niloticus* (tilápia-do-nilo) (Grisolia *et al.*, 1995).

As respostas de animais a diferentes poluentes em testes de laboratório são muito importantes para a comparação com os dados obtidos na natureza. Em tal

tipo de teste é recomendado o uso de um grupo controle-positivo, isto é, que seja submetido a uma substância reconhecidamente mutagênica. Para se trabalhar com espécies nativas, há necessidade de se determinar qual a droga mais adequada para os animais avaliados, a melhor concentração a ser utilizada e o melhor tempo de tratamento. Segundo Matsumoto & Cólus (2000), a ciclofosfamida é uma droga adequada para ser utilizada como controle-positivo em espécies nativas como, por exemplo, *Astyanax altiparanae*. Um estudo semelhante, realizado por Grisolia & Cordeiro (2000), com três espécies de peixes introduzidas no Brasil (*Tilapia rendalli*, *Oreochromis niloticus* e *Cyprinus carpio*), também comprovou que a ciclofosfamida é a droga mais eficiente em induzir MNs nesses animais.

Após cada espécie ter sido exposta a concentrações subletais de agrotóxicos ou metais pesados, foram coletadas amostras de sangue da veia caudal dos animais com seringa previamente lavada com liquemine (marca Roche), em tempos distintos. Peixes controle-negativo foram expostos somente à água de diluição, e as amostras de sangue foram coletadas no final da série de experimentos. O grupo controle-positivo recebeu injeção intraperitoneal de ciclofosfamida, e o sangue foi coletado 24 horas após a injeção. Depois de realizadas as extensões sangüíneas para cada animal, as lâminas foram coradas com Giemsa e analisados de 3.000 a 5.000 eritrócitos/animal em microscópio de luz com objetiva de imersão. Na contagem dos MNs foram utilizados alguns critérios (Countryman & Heddle, 1976; Huber *et al.*, 1983; Titenko-Holland *et al.*, 1997): 1) células com forma oval e citoplasma intacto; 2) núcleos similarmente ovais, com envoltório nuclear intacto; 3) MNs com um terço ou menos do tamanho do núcleo principal; 4) MNs claramente separados do núcleo principal; 5) MNs nunca refringentes.

Nos experimentos de genotoxicidade aguda dos agroquímicos, foram utilizados exemplares adultos de *Astyanax altiparanae* (Characidae) e indivíduos imaturos da espécie *Prochilodus lineatus* (Prochilodontidae), expostos a duas concentrações subletais de ambos os agrotóxicos, correspondendo a 25 e a 75% da concentração letal média ( $LC_{50}$ ). Ambas as espécies foram expostas, no máximo, 96 horas ao inseticida, e 24 horas ao herbicida, considerando a alta potencialidade de volatilização do herbicida.

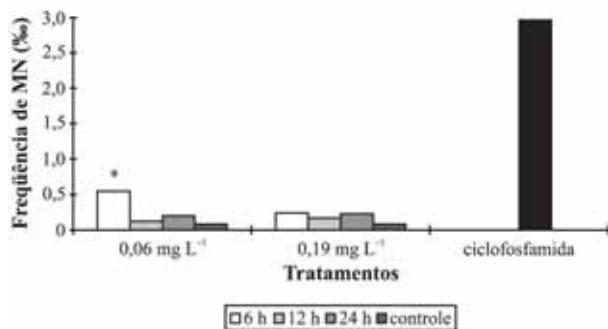
A análise das figuras 14 a 19 indica que espécimes de *A. altiparanae* apresentam “naturalmente” maior frequência de MNs que os de *P. lineatus*. As respostas aos tratamentos com agrotóxicos também foram diferentes. O herbicida Trifluralina parece ter induzido a formação de MNs para ambas as espécies apenas nos intervalos iniciais: seis ou 12 horas após os tratamentos (figs. 14 e 15); enquanto que a menor concentração do inseticida Azodrin levou a um aumento da frequência de MNs apenas nos exemplares de *P. lineatus* também

na décima segunda hora (intervalo inicial) (fig. 16). Para os espécimes de *A. altiparanae*, nenhum efeito genotóxico foi observado (fig. 17). As baixas frequências de MNs registradas para ambas as espécies parecem indicar que a ação mutagênica ocorrida é tempo-independente, ou seja, independe de quanto tempo os tecidos dos animais estiveram em contato com os agrotóxicos (Canevari, 1996). Outros estudos em laboratório (Belpaeme *et al.*, 1996; Al-Sabti & Metcalfe, 1995) também mencionam baixas frequências de MNs em eritrócitos de peixes, e sugerem uma maior atenção aos estudos de *turnover* celular. Para espécies nativas, esse é um campo totalmente aberto, que merece especial atenção.

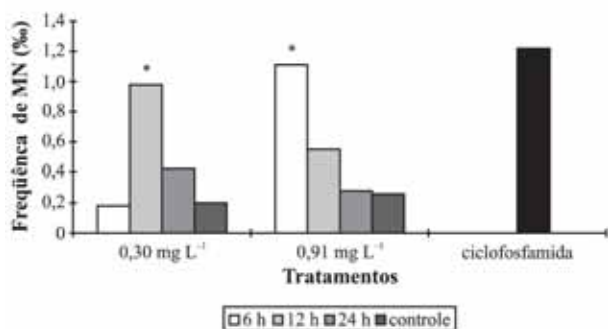
De acordo com Al-Sabti & Metcalfe (1995), os mecanismos do efeito interativo entre poluentes e células de peixes não são totalmente entendidos, e é possível que diversos agentes químicos não-genotóxicos que dão respostas positivas no ensaio do MN em peixes, tais como o metil mercúrio e o DDT, induzam MNs através da inativação das fibras do fuso mitótico, o que parece ser confirmado pelos efeitos genéticos causados pela Trifluralina nas espécies *Astyanax altiparanae* e *Prochilodus lineatus*.

Entre os metais melhor estudados até o momento está o chumbo, que, nos níveis encontrados na água de beber ( $5 \text{ mg mL}^{-1}$ ), pode afetar a atividade motora de ratos (Silbergeld & Goldberg, 1975 *apud* Peakall, 1992). O nitrato de chumbo foi avaliado quanto ao seu potencial genotóxico em eritrócitos de *P. lineatus* e *A. altiparanae* expostos a duas concentrações subletais desse metal, correspondentes a 25 e 75% da  $CL_{50(96)}$ . Espécimes de *P. lineatus* responderam de forma semelhante aos tratamentos com 25 e 75% da  $CL_{50}$  (fig. 18) (Bettio & Cólus, 1997), ao passo que exemplares de *A. altiparanae* submetidos à concentração de  $33,75 \text{ mg L}^{-1}$  (25% da  $CL_{50}$ ) apresentaram frequências de MN muito mais altas do que o grupo submetido a 75% da  $CL_{50}$  ( $101,25 \text{ mg L}^{-1}$ ), e até mesmo que o grupo controle-positivo (fig. 19). Esse resultado, bastante intrigante, sugere uma repetição do experimento para corroborá-lo, pois foi observado um alto índice de hemólise nas células analisadas.

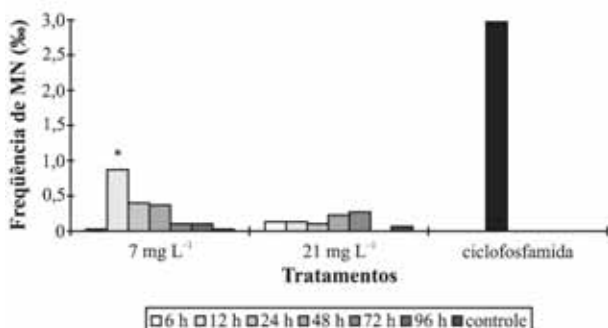
A forma iônica do alumínio tem uma alta afinidade pelo DNA, pelo RNA e pelos mononucleotídeos, mas informações sobre os efeitos do alumínio em cromossomos são escassas (Léonard & Garber, 1988; Sharma & Talukder, 1987; Roy *et al.*, 1990). A análise da frequência de MNs em eritrócitos de *P. lineatus* submetidos a  $1 \text{ mg L}^{-1}$  de sulfato de alumínio mostrou que não ocorreram diferenças significativas entre os diferentes tempos de tratamento ou entre eles e o grupo controle. Já a concentração de  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$  de sulfato de alumínio mostrou que, após 24 horas de tratamento, os animais apresentaram uma frequência de MNs estatisticamente maior que os valores encontrados para os outros tempos de tratamento e para o grupo controle-



**Figura 14.** Frequências de MN em eritrócitos de *Prochilodus lineatus* expostos por diferentes períodos a concentrações subletais do herbicida Trifluralina e seus respectivos controles negativo e positivo (ciclofosfamida); \* indica valor significativamente diferente do controle negativo ( $p < 0,05$ ).

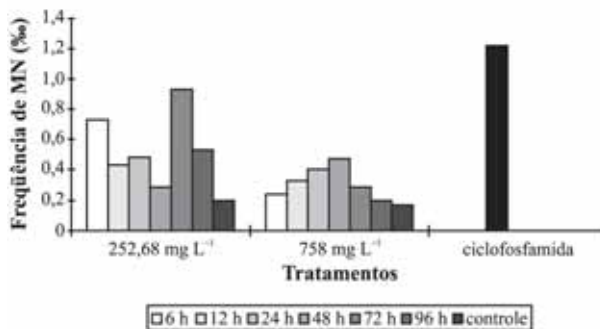


**Figura 15.** Frequências de MN em eritrócitos de *Astyanax altiparanae* expostos por diferentes períodos a concentrações subletais do herbicida Trifluralina e seus respectivos controles negativo e positivo (ciclofosfamida); \* indica valor significativamente diferente do controle negativo ( $p < 0,05$ ).

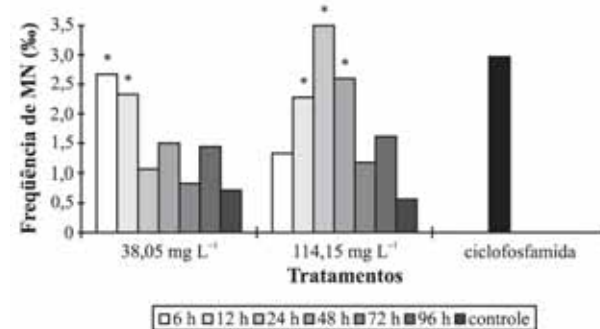


**Figura 16.** Frequências de MN em eritrócitos de *Prochilodus lineatus* expostos por diferentes períodos a concentrações subletais do inseticida Azodrin e seus respectivos controles negativo e positivo (ciclofosfamida); \* indica valor significativamente diferente do controle negativo ( $p < 0,05$ ).

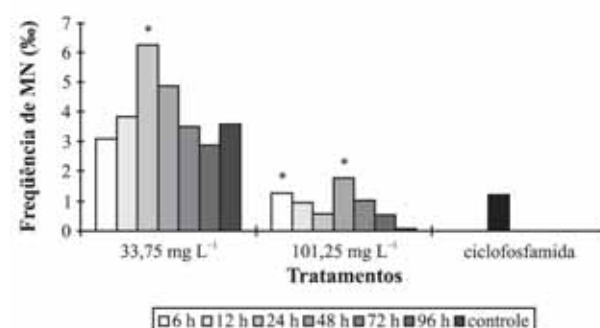
negativo (fig. 20) (Pereira *et al.*, 1998). Roy *et al.* (1990) detectaram clastogenicidade e aumento de SCEs em cromossomos humanos submetidos ao sulfato de alumínio *in vitro*. Apesar do fato de a concentração de 1 mg L<sup>-1</sup> não ter apresentado efeito genotóxico, ela induziu a uma alta taxa de hemólise, o que pode indicar um efeito citotóxico desse metal quando em altas concentrações (Pereira *et al.*, 1998). As baixas frequências de MN observadas com a concentração de 1 mg L<sup>-1</sup>, assim como a alta mortalidade celular, podem também ser derivadas do estresse causado pelo tratamento com Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> nos animais dessa espécie.



**Figura 17.** Frequências de MN em eritrócitos de *Astyanax bimaculatus* expostos por diferentes períodos a concentrações subletais do inseticida Azodrin e seus respectivos controles negativo e positivo (ciclofosfamida).



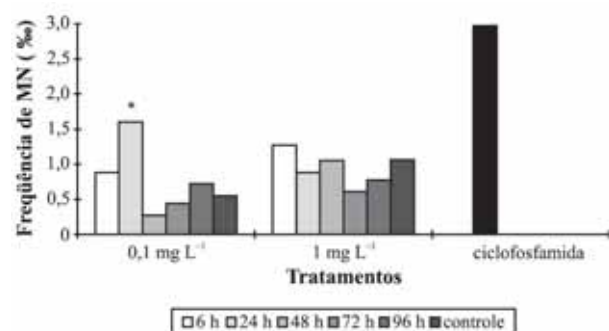
**Figura 18.** Frequência de MN em eritrócitos de *Prochilodus lineatus* expostos por diferentes períodos a concentrações subletais de nitrato de chumbo e seus respectivos controles negativo e positivo (ciclofosfamida); \* indica valor significativamente diferente do controle negativo ( $p < 0,05$ ).



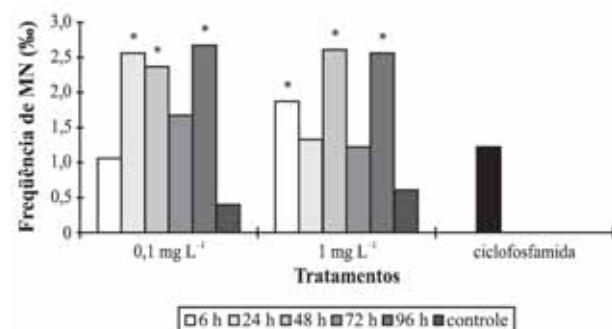
**Figura 19.** Frequências de MN em eritrócitos de *Astyanax altiparanae* expostos por diferentes períodos a concentrações subletais de nitrato de chumbo e seus respectivos controles negativo e positivo (ciclofosfamida); \* indica valor significativamente diferente do controle negativo ( $p < 0,05$ ).

Também foram realizados experimentos com exemplares de *A. altiparanae* expostos às mesmas concentrações e aos mesmos períodos citados para *P. lineatus*. Os espécimes de *A. altiparanae* apresentaram um aumento significativo na frequência de MNs em três tempos distintos de tratamento (fig. 21). Em estudos de mutagenicidade já realizados com alumínio, foi observado que esse metal pode formar complexos com o DNA, induzindo a formação de ligações cruzadas nessa molécula. Karlink *et al.* (1980 *apud* WHO, 1997) descobriram que o alumínio em pH menor que 6,0 desestabiliza a dupla hélice do DNA. Esse metal também inibe

um mecanismo importante de reparo do DNA, tanto *in vitro* como *in vivo* (Grapper *et al.*, 1993 *apud* WHO, 1997). Os resultados de mutagenicidade desse metal encontrados em *Astyanax altiparanae* e *Prochilodus lineatus* corroboram os da literatura.



**Figura 20.** Frequências de MN em eritrócitos de *Prochilodus lineatus* expostos por diferentes períodos a concentrações subletais de sulfato de alumínio e seus respectivos controles negativo e positivo (ciclofosfamida); \* indica valor significativamente diferente do controle negativo ( $p < 0,05$ ).



**Figura 21.** Frequências de MN em eritrócitos de *Astyanax altiparanae* expostos por diferentes períodos a concentrações subletais de sulfato de alumínio e seus respectivos controles negativo e positivo (ciclofosfamida); \* indica valor significativamente diferente do controle negativo ( $p < 0,05$ ).

### A UTILIZAÇÃO DE INDICADORES BIOLÓGICOS NO MONITORAMENTO AMBIENTAL

Algumas características da bacia do rio Tibagi, como diferenças climáticas, geológicas e sua grande extensão, propiciam a ocorrência de diversos tipos de contaminantes ao longo do rio. Sua nascente está localizada em uma região bastante selvagem e não poluída, mas ele atravessa locais próximos a cidades, recebendo descargas municipais (após tratamento sanitário) e industriais; ou locais tipicamente agrícolas, onde um grande número de produtos químicos sintéticos, como agrotóxicos e fertilizantes, são lançados em seu sistema. Dessa forma, um programa de monitorização dessa bacia é bastante extenso e trabalhoso. Rios e ribeirões têm movimento de água sempre numa mesma direção, mas o fluxo mudará como resultado de variações na precipitação, no congelamento e no descongelamento, entre outras. Portanto, o monitoramento de

águas em movimento deve incluir um número adequado de pontos de amostragem, que sejam conhecidos a jusante e a montante dos pontos poluentes, para que se possa obter dados-controlados confiáveis (Alloway & Ayres, 1997).

De acordo com Dixon (1985), entre as técnicas mais comumente usadas em um biomonitoramento ambiental estão as análises bioquímicas, citogenéticas e histopatológicas. Nas duas últimas décadas, os peixes têm atraído a atenção dos pesquisadores como organismos indicadores para estudos de poluentes ambientais, devido ao fato de estarem no topo da cadeia alimentar e tipicamente expostos aos poluentes.

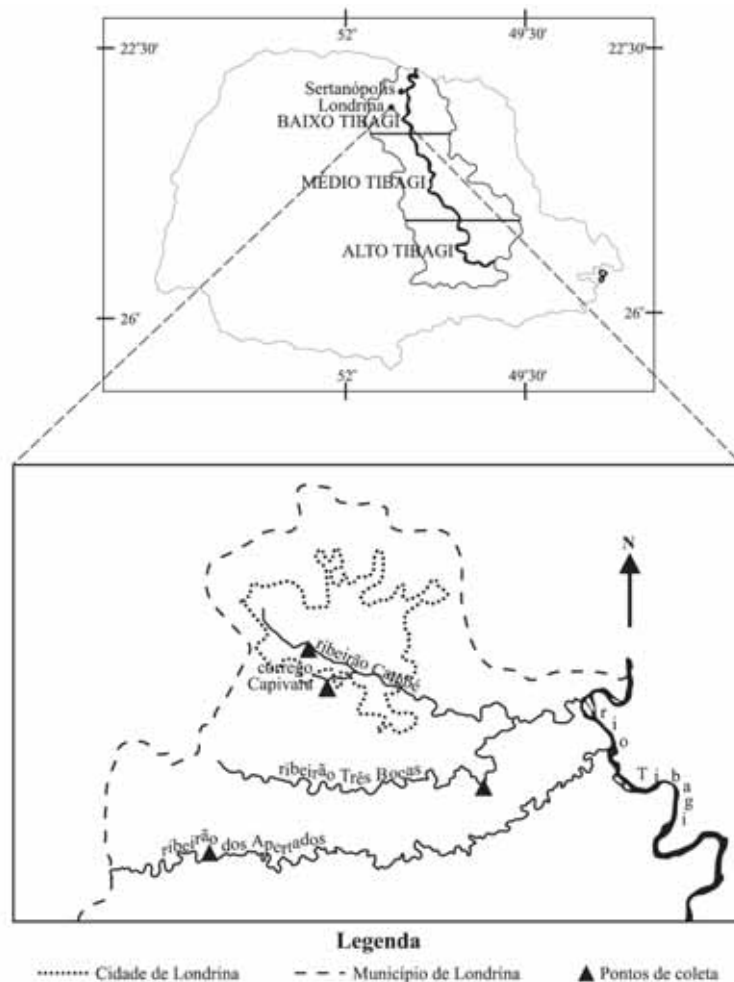
A avaliação de biomarcadores pode ser realizada sob condições de laboratório, isto é, expondo o peixe ao agente tóxico ou a uma mistura complexa, ou, ainda, à água poluída. No entanto, uma avaliação mais realista é fornecida pela análise comparativa entre peixes nativos capturados em ambientes não contaminados e exemplares da mesma espécie capturados em ambientes poluídos. Apesar dessa análise refletir as condições naturais, os resultados podem ser alterados em função da grande variabilidade interindividual resultante de fatores endógenos ou, ainda, da exposição a fatores ambientais imprevistos (De Flora *et al.*, 1993).

Apesar de vários trabalhos relatarem danos genéticos em espécies aquáticas tratadas com carcinógenos, detectados pelas análises de aductos de DNA, indução de reparo do DNA, quebras de cadeia do DNA, formação de aberrações cromossômicas e SCEs, pouca informação está disponível sobre danos no DNA relacionados à poluição resultante da exposição no campo (Chipman, 1991).

### Parâmetros Genéticos para o Monitoramento do Rio Tibagi no Município de Sertãoópolis

O norte do estado do Paraná é uma região eminentemente agrícola, onde a utilização de agrotóxicos é intensa, principalmente na localidade de Sertãoópolis, situada próxima à foz do rio Tibagi (fig. 22), o qual sofre influência da barragem do rio Paranapanema e apresenta relevo plano com formação de baías. As margens do rio Tibagi, nesse local, são desprovidas de mata ciliar, havendo poucas manchas remanescentes de vegetação. A terra é totalmente usada para pastagem ou agricultura (monoculturas extensas que chegam até às margens do rio), com uso intenso de agrotóxicos, que são carregados diretamente para o rio (Bennemann *et al.*, 1995). Esses produtos, além de causar intoxicações, podem, em concentrações subtóxicas, interagir com o material genético dos organismos e produzir modificações.

Em função dos diferentes níveis de contaminação ambiental ao longo do rio Tibagi e da absoluta carência de resultados experimentais referentes à ação de polu-



**Figura 22.** Mapa do estado do Paraná e do município de Londrina (PR), indicando os locais de coleta: ribeirão dos Apertados; ribeirão Cambé; córrego Capivara; ribeirão Três Bocas.

entes sobre espécies de peixes nativas, para a realização da monitorização da poluição aquática desse rio em uma região eminentemente agrícola (Sertãoópolis), um dos métodos utilizados foi o teste do MN em eritrócitos circulantes de peixes nativos, através de coletas mensais pelo período de um ano (de agosto de 1992 a julho de 1993).

Os peixes foram capturados através de redes de espera de tamanhos de malhas variando de 2,4 cm a 10,0 cm entre nós opostos, expostas durante 24 horas e revisadas a cada quatro horas. As redes foram armadas sempre nos mesmos locais e nas mesmas profundidades do rio, pois, de acordo com Alloway & Ayres (1997), é importante manter uma profundidade constante de amostragem para águas de superfície. Os espécimes capturados vivos foram transferidos para caixas de isopor contendo água do próprio rio e conduzidos ao laboratório de campo, onde receberam arejamento.

Três espécies nativas de peixes com características alimentares e migratórias distintas foram utilizadas para o monitoramento genético: espécies herbívoras e de hábito migratório (*Schizodon nasutus*) ou não-migratório (*Schizodon intermedius*), e uma espécie detritívora e não-migratória (*Steindachnerina insculpta*). Essa esco-

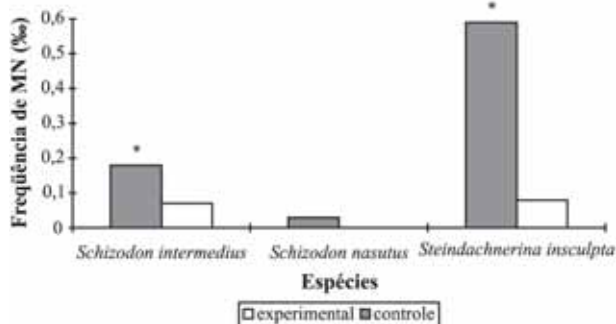
lha foi baseada na possibilidade de os tipos de alimento conterem diferentes quantidades acumuladas de agrotóxicos e, também, no fato de o animal migrar para locais menos poluídos, o que de alguma forma pode protegê-lo de uma exposição constante a poluentes, influenciando de maneira distinta a sua resposta. De cada animal foram retiradas amostras de sangue por punção caudal com seringas heparinizadas, e imediatamente após a coleta foram realizadas as extensões sangüíneas e coletadas as características biométricas.

Os resultados obtidos do monitoramento da região de Sertãoópolis com exemplares de peixes nativos capturados do rio Tibagi foram comparados com os de exemplares pertencentes às mesmas espécies, mas fornecidos pela Epuel (controles).

As espécies residentes *S. intermedius* (herbívora) e *S. insculpta* (detritívora) mostraram maior freqüência de MNs que seus controles, mantidos na Epuel (fig. 23). Esse resultado está de acordo com aqueles encontrados por Minissi *et al.* (1996), que utilizaram eritrócitos de *Barbus plebejus* (barbo-italiano) capturados em diferentes meses do ano em dois rios italianos: um poluído e um não-poluído. Os autores mostraram que a freqüência de MN dos animais capturados no rio poluído foi

significativamente maior que a dos animais controle e, também, daqueles capturados no rio não-poluído. Os autores não observaram nenhuma diferença sazonal.

A comparação dos valores obtidos para os animais coletados no rio Tibagi, localidade de Sertanópolis, mostraram que *S. nasutus*, espécie migratória e herbívora, apresentou frequência de MNs significativamente menor que *S. insculpta*, espécie residente e detritívora (fig. 23).



**Figura 23.** Frequências de MN em eritrócitos de três espécies de peixes nativas coletadas no campo (Sertanópolis) e seus respectivos controles; \* indica valor significativamente diferente do controle negativo ( $p < 0,05$ ).

Muitos dos herbicidas e agrotóxicos usados hoje, como os inibidores da colinesterase (organofosfatos e carbamatos), são de vida curta, ou seja, são biologicamente ativos somente por poucos dias. Dessa forma, os efeitos dos agroquímicos modernos podem ser mais facilmente observados através de envenenamentos agudos ou da morte de peixes. Similarmente, muitos dos agrotóxicos clorados e hidrocarbonos, como o DDT, são persistentes. Esses compostos geralmente entram na cadeia alimentar num nível trófico baixo, e tendem a ser acumulados, isto é, a aumentar em concentração nos animais em níveis tróficos maiores, dentro da cadeia alimentar (Jobling, 1995).

Devido à ausência de dados que comprovassem a presença de agroquímicos ou outros poluentes na água do rio Tibagi na localidade de Sertanópolis, decidiu-se estudar os fatores bióticos (maturação gonadal e grau de repleção estomacal) e abióticos (temperatura ambiente, precipitação pluviométrica, estações climáticas e condições da água: temperatura, pH, níveis de amônia e fósforo, condutividade), pois, de acordo com Venier *et al.* (1996), a interação desses fatores com os poluentes pode influenciar a dose interna do contaminante químico e seus efeitos biológicos.

A concentração de oxigênio dissolvido na água é um parâmetro que pode ser alterado pela temperatura e por poluentes orgânicos. Na localidade de Sertanópolis, os níveis de oxigênio dissolvido na água foram analisados e mostraram índices normais. Outro fator importante é a amônia presente na água. Seus efeitos incluem danos no fígado, rim, intestino e nas brânquias dos peixes; nos pontos de coleta de Sertanópolis, os níveis de amônia sempre estiveram normais durante os meses de coleta.

Os íons hidroxila também afetam o epitélio branquial, e a Academia Nacional de Ciências e a de Engenharia dos Estados Unidos consideram que peixes de água doce onde o pH varie de 6,5 a 8,5 apresentam-se em boas condições de vida (NAS-NAE, 1974). Na tabela 2 pode-se observar que o pH da água permaneceu próximo ou dentro dessa faixa em todos os meses de coleta.

A nutrição tem recebido pouca atenção como uma variável que pode afetar os resultados de toxicidade. Segundo Sprague (1985), a dieta parece afetar a susceptibilidade a agrotóxicos. No estudo de biomonitoramento do rio Tibagi na localidade de Sertanópolis, dados estatísticos mostraram não haver nenhuma relação significativa entre o grau de repleção estomacal e a frequência de MNs ou de anormalidades nucleares (ANs) em relação a *Schizodon intermedium* (Yabe & Bennemann, 1994) e *Steindachnerina insculpta* (Bennemann *et al.*, 1996).

Sabe-se que peixes jovens, no início do processo de maturação gonadal têm alta atividade metabólica, com uma grande produção de eritrócitos (Ranzani-Paiva, 1993). As amostras coletadas na localidade de Sertanópolis apresentaram estágios de maturação gonadal muito heterogêneos, impedindo a correlação desse dado com as alterações genéticas estudadas.

De todos esses fatores, o único que influenciou a frequência de MNs foi a estação climática. Para a espécie *Steindachnerina insculpta*, a frequência de MNs diferiu entre os indivíduos amostrados na primavera de 1992 e aqueles coletados no inverno de 1993. As outras espécies não apresentaram variações nas frequências relativas de MN em relação à estação climática.

Os dados da literatura em relação a esse parâmetro são polêmicos. Ao contrário dos resultados encontrados para as espécies nativas coletadas em Sertanópolis, Minissi *et al.* (1996) detectaram diferenças nas frequências de MN de peixes *Barbus plebeju* capturados em diferentes meses do ano nos rios italianos que estudaram, e mostraram que tais diferenças não tinham nenhuma relação sazonal. Os dados encontrados na localidade de Sertanópolis confirmam os resultados obtidos por Hayashi *et al.* (1998), que trabalharam com duas espécies de peixes marinhos coletadas periodicamente no Japão, mostrando que as frequências de eritrócitos e de células de brânquias micronucleadas foram mais altas no verão.

Segundo Alabaster & Lloyd (1982), em temperaturas altas ocorre o aumento da permeabilidade de todos os tecidos, o que faz com que o peixe absorva mais água e, também, mais toxinas. Tanto o estudo de Hayashi *et al.* (1998) como o de biomonitoramento do rio Tibagi na localidade de Sertanópolis confirmam isso, pois mostram que nas estações mais quentes do ano houve um aumento nas frequências de MN em relação às mais frias.

Apesar de a análise estatística não ter mostrado diferenças significativas entre as frequências de micro-

**Tabela 2.** Dados sobre as condições ambientais e de amostras da água tomados durante as coletas de peixes realizadas no período de agosto de 1992 a julho de 1993 no rio Tibagi, localidade de Sertãoópolis (PR). cond. = condutividade; temp = temperatura; s.l. = sem leitura.

Data da coleta	Condições ambientais		Condições da água				
	Precipitação (mm)	Uso de agrotóxico	pH	PO <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	NH <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	cond. (20ms)	temp. (°C)
21 ago/92	120	+	6,20	0	0,05	0,04	16,5
17 set/92	215	+	6,27	0	0,05	0,04	20,0
16 out/92	590	+	s.l.	0	0,05	0,04	22,0
21 nov/92	163	+	7,06	0	0,06	0,04	26,5
18 dez/92	0	+	6,75	0	0,05	s.l.	27,0
28 jan/93	0	+	6,70	0	0,05	0,05	26,0
26 fev/93	0	+	6,80	0	0,05	0,04	23,0
19 mar/93	38	+	6,70	0	0,05	0,12	25,0
23 abr/93	103	+	6,70	0	0,05	0,08	24,6
28 mai/93	0	+	s.l.	0	0,10	0,04	18,0
18 jun/93	480	+	6,60	0	0,03	0,05	16,8
26 jul/93	0	+	5,70	0	0,05	0,03	16,8

núcleo nem anormalidades nucleares nas espécies residentes *S. insculpta* e *S. intermedius*, a primeira parece ser menos resistente a ambientes contaminados que a segunda, que vive mais próximo à superfície. Isso ocorre, provavelmente, devido à espécie *S. intermedius* estar mais adaptada que a primeira às variações de temperatura, que se dão mais frequentemente na superfície que no fundo. Dessa forma, pode-se dizer que as diferenças significativas encontradas para as frequências de MN e de AN entre espécimes experimentais e controles de *S. intermedius* não sofreram influência das diferentes estações do ano. Para *Steindachnerina insculpta* isso ocorreu. Essas espécies alimentam-se de detritos e sedimento e, segundo Bennemann *et al.* (1995), ingerem grandes quantidades de alimento continuamente. Conseqüentemente, podem estar ingerindo mais substâncias tóxicas que as herbívoras, já que o sedimento acumula mais poluentes que a vegetação. Essas considerações explicam as diferenças significativas encontradas para as frequências de MN entre *Steindachnerina insculpta* e *Schizodon nasutus*: esta última, por ser uma espécie herbívora e migratória, está menos exposta ao ambiente estudado e, durante os meses em que não se encontra na região, vive em locais menos alterados (UEL, 1991).

Cuidados devem ser tomados na interpretação dos resultados obtidos no trabalho de biomonitoramento genético do rio Tibagi em Sertãoópolis, pois os animais, no ambiente, estão sujeitos à ação de diferentes agrotóxicos. Isso provavelmente leva a adaptações e resistências, resultando em menor frequência de MNs e de ANs em relação aos animais da Epuel submetidos a testes de toxicidade com agrotóxicos.

Esses estudos sugerem, portanto, um possível impacto ambiental no rio Tibagi na localidade de Sertãoópolis, provavelmente devido à ação de poluentes. No entanto, seriam necessários mais estudos para confirmar tais conjecturas, uma vez que não foi possível realizar

a análise para detecção de poluentes na água no local das coletas e confirmar a presença de xenobióticos e seus tipos.

#### Parâmetros Histológicos, Fisiológicos e Genéticos para o Monitoramento de Ribeirões do Município de Londrina

Nos estudos de biomonitoramento da bacia do rio Tibagi foram estudados ribeirões e/ou córregos no município de Londrina, tendo como pontos de amostragem locais potencialmente contaminados por agrotóxicos, metais pesados e poluentes domésticos, contaminados ou não. Para isso, os animais foram coletados nos seguintes locais, nos arredores da cidade de Londrina (fig. 22): 1) ribeirão Cambé: no lago Igapó IV, próximo aos córregos da Mata, Baroré e Rubi, local bastante impactado, principalmente em função do despejo de esgoto doméstico e efluente rural; 2) córrego Capivara: em local de remanso, a jusante de uma fábrica de baterias, que apresenta níveis elevados de metais (Yabe & Oliveira, 1998); 3) ribeirão Três Bocas: em local de corredeira, com mata ciliar pouco preservada, próximo a algumas propriedades rurais que apresentam plantações até às margens e podem permitir o influxo de agrotóxicos e outros efluentes agrícolas; 4) ribeirão dos Apertados: em local de corredeira, dentro do Parque Estadual Mata dos Godoy, que apresenta mata ciliar bastante preservada. Dentre os ambientes de coleta, este último local aparentemente é o mais preservado, e foi considerado local de referência.

Para a realização desse biomonitoramento foram utilizados peixes do gênero *Astyanax* (Characidae). Foram coletados exemplares de peixes da espécie *Astyanax altiparanae* no ribeirão Cambé e no córrego Capivara. No ribeirão Três Bocas foram capturados espécimes de *A. altiparanae* e *A. fasciatus*, e no ribeirão dos Apertados foram obtidos apenas exemplares de *A. fasciatus*.

Esta última espécie distribui-se no Brasil (região do alto rio Paraná), na Argentina (Buenos Aires), no Peru, na Bolívia, na Colômbia e no Uruguai. Seus representantes são onívoros e chegam a medir 13,2 cm.

A coleta dos animais foi realizada utilizando-se principalmente tarrafa e, imediatamente após a retirada dos animais da água, procedia-se à coleta de sangue e de brânquias. Foram analisadas as brânquias de animais das espécies *A. fasciatus* e *A. altiparanae*. Segundo metodologia proposta por Schwaiger *et al.* (1998), as alterações morfológicas nas brânquias foram avaliadas quantitativamente, atribuindo-se os seguintes valores médios de alteração (VMA): 1 = nenhuma alteração patológica; 2 = alterações moderadas, pontuais; 3 = alterações severas, amplamente distribuídas. Observou-se que os peixes coletados no ribeirão Cambé e no córrego Capivara apresentaram incidência significativamente maior de alterações morfológicas branquiais (fig. 24, A). As principais alterações observadas nesses animais foram elevação epitelial, com 100% de incidência, e aneurisma severo, com 40% de incidência. Outras alterações na estrutura branquial, tais como hiperplasia, hipertrofia e dilatação do canal marginal foram observadas, indistintamente, em animais procedentes de todos os locais. Esses resultados indicam que a água do ribeirão Cambé e a do córrego Capivara devem apresentar maior concentração de agentes tóxicos, causadores de alterações branquiais, do que as outras localidades amostradas.

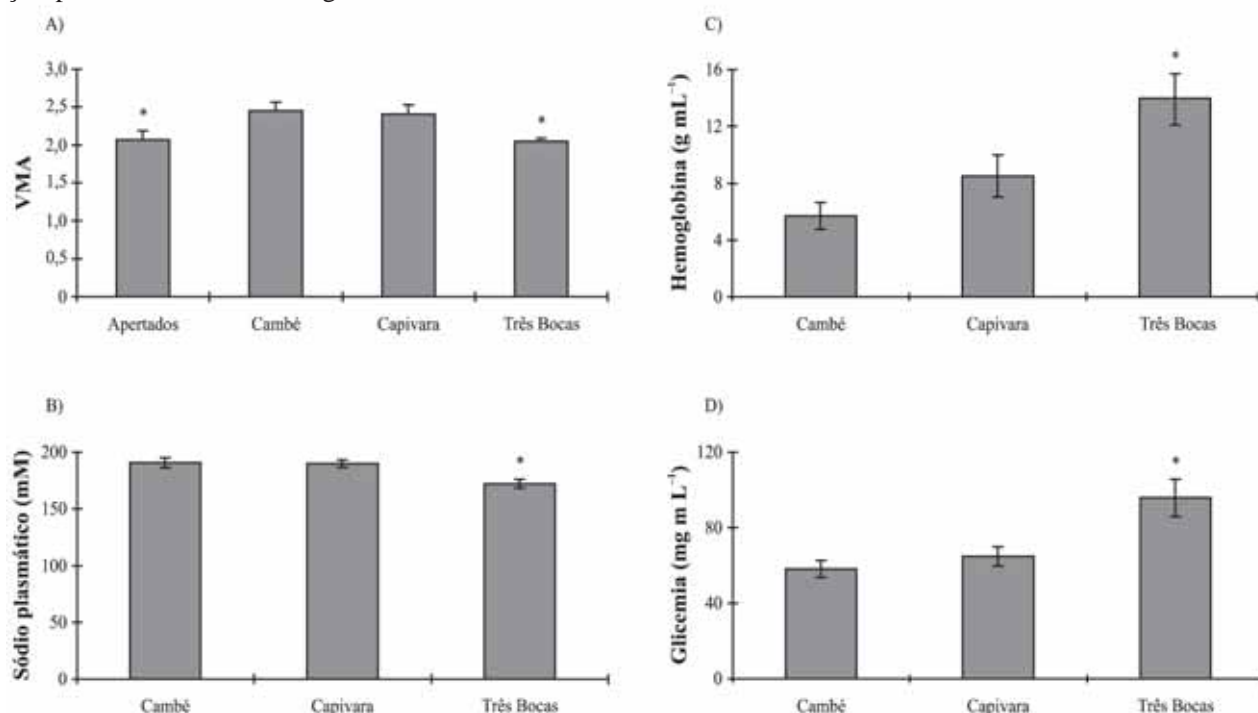
Das amostras sanguíneas dos indivíduos de *A. altiparanae* coletados nos ribeirões Cambé e Três Bocas e no córrego Capivara, foram determinados a concentração plasmática de sódio, a glicemia e o conteúdo de

hemoglobina. Os teores plasmáticos de sódio dos animais coletados no ribeirão Cambé e no córrego Capivara foram maiores que os dos animais coletados no ribeirão Três Bocas (fig. 24, B). Os animais coletados no ribeirão Cambé e no córrego Capivara apresentaram valores de glicemia e conteúdo de hemoglobina significativamente menores que aqueles obtidos para *A. altiparanae* do ribeirão Três Bocas (fig. 24, C e D). Esses resultados indicam que, desses três locais, o ribeirão Três Bocas se diferencia dos demais e confirma os resultados relativos à histopatologia branquial, indicando que, provavelmente, o ribeirão Cambé e o córrego Capivara estão mais impactados.

A partir das amostras sanguíneas também foi utilizado o teste do MN nos eritrócitos dos espécimes pertencentes ao gênero *Astyanax*. Foram realizados os mesmos procedimentos já descritos para coleta do sangue e preparo das lâminas para posterior análise microscópica.

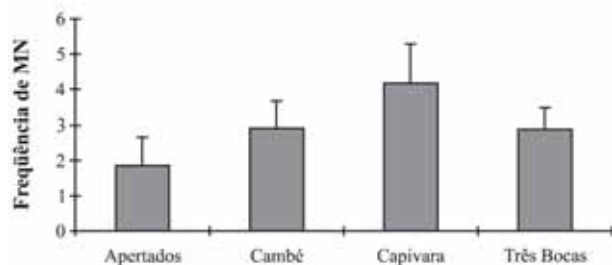
Os resultados obtidos indicaram uma maior frequência de MNs no córrego Capivara, seguido pelo ribeirão Cambé e pelo ribeirão Três Bocas. No ribeirão dos Apertados os animais exibiram uma frequência de MNs menor que os demais (fig. 25).

Esses dados sobre genotoxicidade nos eritrócitos dos peixes corroboram os resultados relativos aos parâmetros morfo-funcionais e genéticos, indicando que, dos quatro locais estudados, os mais impactados são o ribeirão Cambé e o córrego Capivara, enquanto o ribeirão dos Apertados, presumivelmente menos poluído, difere dos demais, podendo ser considerado como local de referência.



**Figura 24.** Parâmetros histológicos e fisiológicos de lambaris coletados no ribeirões Cambé, Três Bocas e dos Apertados e no córrego Capivara. **A** - valor médio de alteração histopatológica (VMA); **B** - teor de sódio plasmático; **C** - conteúdo de hemoglobina; **D** - glicemia. As barras representam as médias, e a linha vertical representa o erro padrão; \* indica valor significativamente diferente dos demais ( $p < 0,05$ ).





**Figura 25.** Frequência de micronúcleos em eritrócitos de lambaris coletados nos ribeirões Cambé, Três Bocas e dos Apertados e no córrego Capivara, no município de Londrina (PR). A linha vertical representa o erro padrão.

A maior incidência de alterações histológicas, fisiológicas e genéticas em *Astyanax altiparanae* e *Astyanax fasciatus* procedentes do ribeirão Cambé e do córrego Capivara indica o comprometimento da saúde desses peixes e da qualidade da água desses locais, provavelmente em razão de uma maior concentração de agentes tóxicos. Esses resultados demonstram que essas áreas impactadas exigem ações mais efetivas no que se refere ao controle da emissão de cargas poluidoras e ao planejamento urbano. Além disso, o trabalho de biomonitoramento mostrou o potencial para a utilização, em programas de monitoramento ambiental, de espécies de peixes nativas como espécies sentinelas e dos parâmetros morfo-fisiológicos e genéticos como biomarcadores.

### Referências Bibliográficas

- Abel, P.D. 1989. Water pollution. Ellis Horwood Limited, Chichester, England.
- Adams, S.M.; Shugart, L.R.; Southworth, G.R. & Hinton, D.E. 1990. Application of bioindicators in assessing the health of fish populations experiencing contaminant stress. In: Biomarkers of environmental contamination. J.F. McCarthy & L.R. Shugart (eds.). Lewis Publishers, Boca Raton. pp.333-353.
- Alabaster, J.S. & Lloyd, R. 1982. Water temperature. In: Water quality criteria for freshwater fish. Butterworth Scientific, London. pp.47-49.
- Ali, F.; Lazar, R.; Haffner, D. & Adeli, K. 1993. Development of a rapid and simple genotoxicity assay using a brown bullhead fish cell-line: application to toxicological surveys of sediments in Huron-Erie corridor. J. Great Lakes Res., 19:342-351.
- Alink, G.M.; Frederix-Wolters, E.M.H.; Van der Gaag, M.A.; Van der Kerthoff, J.F.J. & Poels, C.L.M. 1980. Induction of sister-chromatid exchanges in fish exposed to rhine water. Mutat. Res., 78:369-374.
- Alloway, B.J. & Ayres, D.C. Chemical principles of environmental pollution. 2<sup>nd</sup> ed. Blackie Academic & Professional, London. pp.139-153.
- Al-Sabti, K. 1986a. Clastogenic effects of five carcinogenic-mutagenic chemicals on the cells of the common carp *Cyprinus carpio* L. Comp. Biochem. Physiol., 85:5-9.
- Al-Sabti, K. 1986b. Comparative micronucleated erythrocyte cell induction in three cyprinids by five carcinogenic-mutagenic chemicals. Cytobios, 47:147-154.
- Al-Sabti, K. 1991. Micronuclei induced by selenium, mercury, methylmercury and their mixtures in binucleated blocked fish erythrocyte cells. Mutat. Res., 320:157-163.
- Al-Sabti, K. 1994. Micronuclei induced by selenium, mercury, methylmercury and their mixtures in binucleated blocked fish erythrocyte cells. Mutat. Res., 320:157-163.
- Al-Sabti, K. & Hardig, J. 1990. Micronucleus test in fish for monitoring the genotoxic effects of the industrial waste products in the Baltic Sea, Sweden. Comp. Biochem. Physiol., 97:179-182.
- Al-Sabti, K. & Metcalfe, C. 1995. Fish micronuclei for assessing genotoxicity in water. Mutat. Res., 343:121-135.
- Al-Sabti, K.; Franko, M.; Andrijanie, B.; Knez, S. & Stegnar, P. 1994. Chromium induced micronuclei in fish. J. Appl. Toxicol., 14:333-336.
- APHA–American Public Health Association/AWWA–American Water Works Association/WPCF–Water Pollution Control Federation. 1981. Standard methods for the examination of water and wastewater. 15<sup>th</sup> ed. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Pollution Control Federation, Washington D.C.
- Belpaeme, K.; Delbeke, K.; Zhu, L. & Kirsch-Volders, M. 1996. Cytogenetic studies of PCB77 on brown trout (*Salmo trutta fario*) using the micronucleus test and the alkaline comet assay. Mutagenesis, 11:485-492.
- Bennemann, S.T.; Silva-Souza, A.T. & Rocha, G.R.A. 1995. Composicion ictiofaunística en cinco localidades de la cuenca del rio Tibagi PR - Brasil. Interciencia, 20:7-13.
- Bertoletti, E. 1990. Ensaio biológicos com organismos aquáticos e sua aplicação no controle da poluição. Cetesb, São Paulo.
- Bettio, G.L. & Cólus, I.M.S. 1997. Avaliação dos efeitos mutagênicos do nitrato de chumbo em peixes através do teste do micronúcleo. Resumos do XII Encontro Brasileiro de Ictiologia (São Paulo, SP). p.231.
- Brown, J.A. 1993. Endocrine responses to environmental pollutants. In: Fish ecophysiology. J.C. Rankin & F.B. Jensen (eds.). Chapman & Hall, London. pp.276-296.
- Brown, J.A. & Whitehead, C. 1993. Catecholamine release and interrenal response of brown trout, *Salmo trutta*, exposed to aluminium in acidic water. J. Fish Biol., 46:524-535.
- Brunetti, R.; Majone, F.; Gola, I. & Beltrame, C. 1988. The micronucleus test: examples of application to marine ecology. Mar. Ecol. Prog. Ser., 44:65-68.
- Caetano Filho, M. 1993. Análise comparativa do crescimento e da produção de duas densidades de *Schizodon intermedium* (piava) Garavello e Britski, 1990, em viveiros de policultivo. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Canevari, R.A. 1996. Avaliação dos efeitos genotóxicos e diâmetros dos micronúcleos obtidos em *Prochilodus lineatus* (Pisces, Prochilodontidae) submetidos a tratamentos agudos com o inseticida Azodrin e o herbicida Trifluralina. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Casillas, E. & Smith, L.S. 1977. Effect of stress on blood coagulation and hematology in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). J. Fish Biol., 10: 481.
- Castillo, L.E.; La Cruz, E. & Ruepert, C. 1997. Ecotoxicology and pesticides in tropical aquatic ecosystems of Central America. Environ. Toxicol. Chem., 16:41-51.
- Chipman, J.K. 1991. Bio-techniques for the detection of genetic toxicity in the aquatic environment. J. Biotechnol., 17:199-208.
- Cobra, L.C.S. 1998. Avaliação da sensibilidade do lambari, *Astyanax bimaculatus*, ao chumbo. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Cobra, L.C.S. & Martinez, C.B.R. 1998. Avaliação da sensibilidade do lambari, *Astyanax bimaculatus*, ao chumbo. In: Resumos do XXII Congresso Brasileiro de Zoologia (Recife, PE). p.207.
- Cólus, I.M.S.; López, W.M. & Garcia, G. 2000. Uso de marcadores biológicos na avaliação da influência do efeito genotóxico de ambientes potencialmente contaminados sobre a variabilidade genética em peixes da bacia do rio Uruguay. Resumos do 1<sup>a</sup> Workshop Análise Integrada do Projeto Aspectos da fauna e Flora da Bacia do Rio Tibagi (Londrina, PR). p.109.
- Countryman, P.I. & Heddle, J.A. 1976. The production of

- micronuclei from chromosome aberrations in irradiated cultures of human lymphocytes. *Mutat. Res.*, 41:321-332.
- Cross, J.N. & Hose, J.E. 1986. The reproductive cycle of demersal fish in an area receiving urban wastes. In: Abstracts Book of The Sixth International Ocean Disposal Symposium (Pacific Grove, California). pp.116-117.
- Damato, M. 1989. Avaliação da toxicidade de praguicidas organoclorados (Lindano e Endrin) para *Phalloceros caudimaculatus* (Teleostei, Poecilidae). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Das, R.K. & Nanda, N.K. 1986. Induction of micronuclei in peripheral erythrocytes of fish *Heteropneustes fossilis* by Mitomycin C and paper mill effluent. *Mutat. Res.*, 175:67-71.
- De Flora, S.; Viganó, L.; D'Agostini, F.; Camoirano, A.; Bagnasco, M.; Bennicelli, C.; Melodia, F. & Arillo, A. 1993. Multiple genotoxicity biomarkers in fish exposed *in situ* to polluted river water. *Mutat. Res.*, 319:167-177.
- Deshmukh, I. 1986. Ecology and tropical biology. Blackwell, Palo Alto, California.
- Dixon, D.R. 1986. Cytogenetic procedures. In: Abstracts Book of the Sixth International Ocean Disposal Symposium (Pacific Grove, California). pp.116:17.
- Erwin, T.L. 1988. The tropical forest canopy: the heart of biotic diversity. In: Biodiversity. E.O. Wilson (ed.). National Academy Press, Washington. pp.123-129.
- Evans, D.H. 1982. Salt and water exchange across vertebrate gills. In: Gills. D.F. Houlihan; J.C. Rankin & T.J. Shuttleworth (eds.). Cambridge University Press, Cambridge. pp.25-43.
- Evans, D.H.; Pipiermarini, P.M. & Potts, W.T.W. 1999. Ionic transport in the fish gill epithelium. *J. Exp. Zool.*, 283:641-652.
- Exley, C.; Chappell, J.S. & Birchall, J.D. 1991. A mechanism for acute aluminium toxicity in fish. *J. theor. Biol.*, 151:417-429.
- Galindo, H.C. 1998. Efeitos do pH ácido e do alumínio para o curimba, *Prochilodus lineatus*. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Galindo, H.C. & Martinez, C.B.R. 1998. Efeitos do pH ácido em parâmetros fisiológicos de *Prochilodus lineatus*. In: Resumos do XXII Congresso Brasileiro de Zoologia, XXII (Recife, PE). p.206.
- Galindo, H.C. & Martinez, C.B.R. 1999. Teores de sódio e potássio plasmáticos e morfologia branquial de *Prochilodus lineatus* exposto ao alumínio. In: Resumos da XIV Reunião Anual da Federação de Sociedades de Biologia Experimental (Caxambú, MG). p.95.
- Garcia, G.; Cólus, I.M.S.; Martinez-Lopez, W. & Azpelicueta, M. 2002. A methodological approach to evaluate genotoxicity in the aquatic environment using micronucleous and rapid. *Journal of Basic & Applied Genetics*, 14:25-29.
- Godoy, M.P. 1975. Peixes do Brasil – Subordem Characoidei. v. 1. Franciscana, Piracicaba.
- Grisolia, C.K. & Cordeiro, C.M.T. 2000. Variability in micronucleus induction with different mutagens applied to several species of fish. *Genet. Mol. Biol.*, 23:235-239.
- Grisolia, C.K.; Faria, A.B.A. & Costa, O.C. 1995. Biomonitorização de substâncias genotóxicas no lago Paranoá, em Brasília, através da pesquisa de micronúcleos em eritrócitos de peixes. *Rev. Bras. Genet.*, 18(suppl.):369.
- Hayashi, M.; Ueda, T.; Uyeno, K.; Wada, K.; Kinnae, N.; Saotome, K.; Tanaka, N.; Takai, A.; Sasaki, Y.F.; Asano, N.; Sofuni, T. & Ojima, Y. 1998. Development of genotoxicity assay systems that use aquatic organisms. *Mutat. Res.*, 399(2):125-133.
- Heath, A.G. 1987. Water pollution and fish physiology. CRC Press, Boca Raton.
- Heddle, J.A.; Hite, M.; Irkhart, B.; MacGregor, J.T. & Salamone, M.F. 1983. The induction of micronuclei as a measure of genotoxicity. *Mutat. Res.*, 123:61-118.
- Hinton, D.E.; Baumann, P.C.; Gardner, G.R.; Hawkins, W.E.; Hendricks, J.D.; Murchelano, R.A. & Okihira, M.S. 1992. Histopathologic biomarkers. In: Biomarkers – Biochemical, physiological and histological markers of antropogenic stress. R.J. Hugget; R.A. Kimerle; P.M. Mehrle Jr. & H.L. Bergaman (eds.). Lewis Publishers, Boca Raton. pp.155-209.
- Hooftman, R.N. & De Raat, W.K. 1982. Induction of nuclear anomalies (Micronuclei) in the peripheral blood erythrocytes of the eastern mudminnow *Umbra pygmaea* by ethylmetanolsulphonate. *Mutat. Res.*, 104:147-152.
- Hose, J.E.; Hannah, J.B.; Putler, H.W. & Landolt, M.L. 1984. Histologic and skeletal abnormalities in benzo(a)pyrene - treated rainbow trout alevins. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 13(1):675-684.
- Hose, J.E.; Cross, J.N.; Smith, S.G. & Diehl, D. 1987. Elevated circulating erythrocyte micronuclei in fishes from contaminated sites of southern California. *Mar. Environ. Res.*, 22:167-176.
- Houk, V.S. 1992. The genotoxicity of industrial wastes and effluents. *Mutat. Res.*, 277:91-138.
- Howe, G.E.; Marking, L.L.; Bills, T.D.; Rach, J.J. & Mayer Jr., F.L. 1994. Effects of water temperature and pH on toxicity of Terbufos, Trichlorfon, 4-nitrophenol and 2,4-dinitrophenol to the amphipod *Gammarus pseudolimnaeus* and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ. Toxicol. Chem.*, 13:51-66.
- Huber, R.; Streng, S. & Bauchinger, M. 1983. The suitability of the human lymphocyte micronucleus assay system for biological dosimetry. *Mutat. Res.*, 111:185-193.
- James, M.O.; Bowen, E.R.; Dansette, P. & Bend, J.K. 1979a. Epoxide hydase and glutathione S-transferase activities quith selected alkene and arene oxides in several marine species. *Chem. Biol. Interacy*, 25: 331-344.
- James, M.O.; Khan, M.A.Q. & Bend, J.R. 1979b. Hepatic microsomal mixed function oxidase activities in several marine specimens common in coastal Florida. *Comp. Biochem. Physiol.*, 620:155-164.
- Jobling, M. 1994. Fish bioenergetics. London: Chapman & Hall, London.
- Jobling, M. 1995. Human impacts on aquatic environments. In: Environmental biology of fishes. Chapman & Hall, London. pp.415-434.
- Johansson-Sjoberg, M. & Larsson, A. 1978. The effect of cadmium on the hematology and on the activity of delta aminolevulinic acid dehydratase (ALA-D) in blood and hematopoietic tissues of the flounder, *Pleuronectes flesus* L. *Environ. Res.*, 17: 191.
- Jonhson, D.W. & Finley, M.T. 1980. Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates. U.S. Dep. Inter. Fish Wildl Sect, Resource Publ., 137.
- Kligerman, A.D. 1982. Fishes as biological detectors of the effects of genotoxic agents. In: Mutagenicity: new horizons in genetic toxicology. J.A Heddle (ed.). Academic Press, New York.
- Kligerman, A.D. & Bloom, S.E. 1976. Sister chromatid differentiation and exchanges in adult mudminnows (*Umbra limi*) after *in vivo* exposure to 5-bromodeoxyuridine. *Chromosoma*, 56:101-109.
- Krishnaja, A.P. & Rege, M.S. 1976. Induction of chromosomal aberrations in fish *Boleophthalmus dussumieri* after exposure *in vivo* to Mitomycin C and heavy metals mercury, selenium and chromium. *Mutat. Res.*, 102:71-82.
- Lacher Jr., T.E. & Goldstein, M.I. 1997. Tropical ecotoxicology: status and needs. *Environ. Toxicol. Chem.*, 16:100-111.
- Landolt, M.L. & Kocan, R.M. 1983. Fish cell cytogenetics: a measurement of the genotoxic effects of environmental pollutants. *Aquatic Toxicol.* pp.335-353.
- Latt, S.A.; George, Y.S. & Gray, J.W. 1977. Flow cytogenetic analysis of bromodeoxyuridine -substituted cells stained with 33258 Hoechst. *J. histochem. Cytochem.*, 25:927-934.
- Laurent, P. 1982. Structure of vertebrate gills. In: Gills. D.F. Houlihan; J.C. Rankin & T.J. Shuttleworth (eds.). Cambridge University Press, Cambridge. pp.25-43.
- Laurent, P. & Perry, S.F. 1991. Environmental effects on fish gill morphology. *Physiol. Zool.*, 64:4-25.
- Lemos, C.T.; Vargás, V.M.F.; Henriques, J.A.P. & Mattevi, M.S. 1994. Genotoxicity of river water under the influence of petrochemical industrial complexes. *Bull. Environ. Contam.*

- Toxicol., 52:848-855.
- Léonard, M.N. & Gerber, G.B. 1988. Mutagenicity, carcinogenicity and ceratogenicity of aluminium. *Mutat. Res.*, 196:247-257.
- Lloyd, R. 1992. Pollution and freshwater fish. Fishing News Books, Oxford.
- Lower, W.R. & Kendall, R.J. 1990. Sentinel species and sentinel bioassay. In: Biomarkers of environmental contamination. J.F. McCarthy & L.R. Shugart (eds.). Lewis Publishers, Boca Raton. pp. 309-331.
- MacGregor, J.T.; Wehr, C.M. & Gould, D.R. 1980. Clastogen induced micronuclei in peripheral blood erythrocytes: the basis of an improved micronucleus test. *Environ. Mutagen.*, 2:509-514.
- Machado, C.L. 1994. Determinação da CL<sub>50</sub> e efeitos subletais do inseticida azodrin na concentração osmótica e no hematócrito de *Prochilodus lineatus* (*Prochilodus scrofa*) Steindachner, 1881. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Manna, G.K.; Banerjee, G. & Gupta, S. 1985. Micronucleus test in the peripheral erythrocytes of the exotic fish, *Oreochromis mossambica*. *The Nucleus*, 28:176-179.
- Manson, C.F. 1996. Biology of freshwater pollution. 3<sup>rd</sup> ed. Longman, Essex.
- Martinez, C.B.R. 1995. Transporte de sódio em brânquia isolada de crustáceos braquiúros – Efeitos do benzeno. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Martinez, C.B.R.; Zaia, C.T.B.V. & Nagae, M.Y. 1998. Lead effects on a brazilian tropical fish assessed by blood parameters and morphological gill alterations. In: Abstracts Book of The SETAC 19<sup>th</sup> Annual Meeting (Charlotte, USA). p.28.
- Martinez, C.B.R.; Souza, M.M.; Galindo, H.C. & Bairy, A.C.D. 2000. Efeitos do chumbo e Azodrin em parâmetros bioquímicos de *Prochilodus lineatus* (Pisces, Prochilodontidae). In: Resumos do 1<sup>o</sup> Workshop Análise Integrada do Projeto Aspectos da fauna e Flora da Bacia do Rio Tibagi (Londrina, PR). pp.88-89.
- Matsumoto, F.E. & Cólus, I.M.S. 2000. Micronucleus frequencies in *Astyanax bimaculatus* (Characidae) treated with cyclophosphamide or vinblastine sulfate. *Genet. and Molec. Biol.*, 23:489-492.
- Mayer, F.L.; Versteeg, D.J.; McKee, M.J.; Folmar, L.C.; Graney, R.L.; McCume, D.C. & Rattner, B.A. 1992. Physiological and nonspecific biomarkers. In: Biomarkers – Biochemical, physiological and histological markers of antropogenic stress. R.J. Hugget; R.A. Kimerle; P.M. Mehrle Jr. & H.L. Bergaman (eds.). Lewis Publishers, Boca Raton. pp.5-85.
- McBride, R.K. & Richards, B.D. 1975. The effects of some herbicides and pesticides on sodium uptake by isolated perfused gills from the carp *Cyprinus carpio*. *Comp. Biochem. Physiol.*, 51:105-109.
- Mehrle, P.M. & Mayer, F.L. 1985. Biochemistry and physiology. In: Fundamentals of aquatic toxicology – Methods and applications. G.M. Rand & S.R. Petrocelli (eds.). Hemisphere Publishing Corporation, Washington. pp.264-282.
- Metcalfe, C.D. 1988. Induction of micronuclei and nuclear abnormalities in the erythrocytes of mudminnows and brow bullheads. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 40:489-495.
- Meyers, T.R. & Hendricks, J.D. 1985. Histopathology. In: Fundamentals of aquatic toxicology – Methods and applications. G.M. Rand & S.R. Petrocelli (eds.). Hemisphere Publishing Corporation, Washington. pp.283-331.
- Minissi, S.; Ciccotti, E. & Rizzoni, M. 1996. Micronucleus test in erythrocytes of *Barbus plebejus* (Teleostei, Pisces) from two natural environments: a bioassay for the *in situ* detection of mutagens in freshwater. *Mutat. Res.*, 367:245-251.
- Moyle, P.B. & Cech Jr., J.J. 1996. Fishes: an introduction to ichthyology. Prentice-Hall, Upper Saddle River.
- Nagae, M.Y. 1996. Avaliação dos efeitos do chumbo para uma espécie de peixe nativa. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- NAS–National Academy of Sciences/NAE–National Academy of Engineering. 1974. Water quality criteria, U.S. EPA Ecol. Res. Ser. EPA-R-73-033. pp.594.
- Natarajan, A.T. & Obe, G. 1986. How do *in vivo* mammalian assays compare to *in vitro* assays in their ability to detect mutagens? *Mutat. Res.*, 167:189-201.
- Nepomuceno, J.C.; Ferrari, I.; Spanó, M.A. & Centeno, A.J. 1997. Detection of micronuclei in peripheral erythrocytes of *Cyprinus Carpio* exposed to metallic mercury. *Environ. Mol. Mutagen.*, 30:293-297.
- Nimmo, D.R. 1985. Pesticides. In: Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications. G.M. Rand & S.R. Petrocelli (eds.). Hemisphere Publishing Corporation, Washington. pp.335-373.
- Odeigah, P.G.C. & Osanyipeju, A.O. 1995. Genotoxic effects of two industrial effluents and ethyl methane sulfonate in *Clarias lazera*. *Fd. Chem. Toxicol.*, 33:501-505.
- Ostling, O. & Johanson, K.J. 1984. Microelectrophoretic study of radiation-induced DNA damages in individual mammalian cells. *Biochem. Biophys. Res. Commun.*, 123:291-298.
- Pandurangi, R.; Petras, M.; Ralph, S. & Vrzoc, M.M. 1995. Alkaline single cell gel (comet) assay and genotoxicity monitoring using bullheads and carp. *Environ. and Molec. Mutagen.*, 26:345-356.
- PANUPS–Pesticide Action Network North America Updates Service. 1995. Sri Lanka bans two toxic pesticides. PANUPS, San Francisco.
- Peakall, D. 1992. Animal biomarkers as pollution indicators. Chapman & Hall, London. pp.290.
- Peña, L.F.M. 1996. Teste do micronúcleo em peixes para monitorização de um local do rio Tibagi e avaliação da genotoxicidade de agrotóxicos em bioensaios. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Pereira, T.S.; Frederico, R.G.; Miyaji, C.K. & Cólus, I.M.S. 1998. Genotoxicity of aluminium sulfate in fish by the micronucleus test. (Abstract). *Genetics and Molecular Biology*, 21:101.
- Pinheiro, D.N. 1996. Comparação da sensibilidade de *Astyanax bimaculatus* (lambari) e *Prochilodus lineatus* (curimbatá) ao inseticida Azodrin e ao herbicida Trifluralina. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Pratap, H.B. & Wendelaar Bonga, S.E. 1990. Effects of waterborne cadmium on plasma cortisol and glucose in the cichlid fish *Oreochromis mossambicus*. *Comp. Biochem. Physiol.*, 95:313-317.
- Rabello-Gay, M.N. 1991. Teste do micronúcleo em medula éssa. In: Mutagênese, teratogênese e carcinogênese – Métodos e critérios de avaliação. M.N. Rabello-Gay; M.A.L.R. Rodrigues & R. Montealeone-Neto (eds.). Sociedade Brasileira de Genética, Ribeirão Preto. pp.83-90.
- Rand, G.M. 1995. Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate and risk assessment. 2<sup>nd</sup> ed. Taylor & Francis, Washington.
- Rand, G.M. & Petrocelli, S.R. 1985. Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications. Hemisphere Publishing Corporation, Washington.
- Ranzani-Paiva, M.J. 1993. Características hematológicas associadas à biologia e parasitismo em tainha, *Mugil platanus* Günther, 1880 (Osteichthyes, Mugilidae) da região estuarino-lagunar de Cananéia - SP. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- Roy, A.K.; Talukder, G. & Sharma, A. 1990. Effects of aluminium sulphate on human leukocyte chromosomes *in vitro*. *Mutat. Res.*, 244:179-183.
- Rydberg, B. 1980. Detection of induced DNA strand breaks with improved sensitivity in human cells. *Radiat. Res.*, 81:492-495.
- Rydberg, B. & Johanson, K.B. 1978. Estimation of DNA strand breaks in single mammalian cells. In: DNA repair mechanisms. P.C. Hanawalt; E.C. Friedberg, & C.F. Fox (eds.). Academic Press, New York. pp.465-468.
- Salmerón-Flores, P.; Menlendes-Carvalho, M. & Martinez-Tabche, L. 1990. Efecto hepatotóxico y nefrotóxico del plomo

- sobre la tilapia (*Sarotherodon aureus*). An. Esc. nac. Cienc. biol. Méx., 33:147-156.
- Sastry, K.V. & Gupta, P.K. 1980. Alterations in the activities of a few dehydrogenases in the digestive system of two teleost fishes exposed to lead nitrate. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 4:232-239.
- Saturnes, M.; Sigholt, T. & Reite, O.B. 1984. Reduced carbonic anhydrase and Na-K-ATPase activity in gills of salmonids exposed to aluminum – containing acid water. *Experientia*, 40:226.
- Schmid, W. 1976. The micronucleus test. *Mutat. Res.*, 31:9-15.
- Schmidt-Nielsen, K. 1996. *Fisiologia animal – Adaptação e meio ambiente*. Livraria Santos Editora, São Paulo.
- Schultz, N.; Norrgren, L.; Grawe, J.; Johannisson, A. & Medhage, O. 1993. Micronuclei frequency in circulating erythrocytes from rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*) subjected to radiation, an image analysis and flow cytometric study. *Comp. Biochem. Physiol.*, 106C:207-211.
- Schwaiger, J.; Wanke, R.; Adam, S.; Pawert, M.; Honnen, W. & Triebkorn, R. 1998. The use of histopathological indicators to evaluate contaminant – related stress in fish. *J. Aquat. Ecosyst. Stress Recov.*, 6:75-86.
- Sethunathan, N. 1989. Biodegradation of pesticides in tropical rice ecosystems. In: *Ecotoxicology and climate*. P. Bourdeau; J.A. Haines; W. Klein & C.R. Krishna Murti (eds.). John Wiley & Sons, Suffolk. pp.247-264.
- Sharma, A. & Talukder, G. 1987. Effects of metals on chromosomes of higher organisms. *Environ. Mutagen.*, 9:191-226.
- Shugart, L.; Bickman, J.; Jackin, G.; MacMahon, G.; Ridley, W.; Stain, J. & Steinart, S. 1992. DNA alterations. In: *Biomarkers – Biochemical, physiological and histological markers of anthropogenic stress*. R.J. Huggett; R.A. Kimerle; P.M. Mehrle & H.L. Bergman (eds.). Lewis Publ., Boca Raton. pp.125-154.
- Sikka, H.C.; Rutkowski, J.P.; Kandaswami, C.; Kumar, S.; Earley, K. & Gupta, R.C. 1990. Formation and persistence of DNA adducts in the liver of brown bulheads exposed to benzo(a)pyrene. *Cancer Lett.*, 49:81-87.
- Singer, B. & Kusmirek, J.T. 1982. Chemical mutagenesis. *Ann. Rev. Biochem.*, 52:655-693.
- Singh, N.P.; McCoy, M.T.; Tice, R.R. & Schneider, E.L. 1988. A simple technique for quantitation of low levels of damage in individual cells. *Exp. Cell Res.*, 175:184-191.
- Skerfving, S.K.; Hansson, K.; Mangso, C.; Lindsten, J. & Ryman, N. 1974. Methylmercury – Induced chromosomal damage in man. *Environmental Res.*, 7:83-89.
- Sprague, J.B. 1985. Factors that Modify Toxicity. In: *Fundamentals of aquatic toxicology – Methods and applications*. G. Rand & S.R. Petrocelli (eds.). Hemisphere Publishing Corporation, Washington. pp.124-163.
- Stagg, R.M. & Shuttleworth, T.J. 1982. The accumulation of copper in *Platichthys flesus* L. and its effects on plasma electrolyte concentrations. *J. Fish Biol.*, 20:491.
- Stagg, R.; Goksøyr, A. & Rodger, G. 1992a. Changes in branchial Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>-ATPase, metallothionein and P4501A1 in dab *Limanda limanda* in the German Bight: indicators of sediment contamination? *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 91:105-115.
- Stagg, R.M.; Rusin, J. & Brown, F. 1992b. Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>-ATPase activity in the gills of the flounder (*Platichthys flesus* L.) in relation to mercury contamination in the firth of forth. *Environ. Res.*, 33:255-266.
- Stein, J.E.; Reichert, W.L.; French, B. & Varanasi, U. 1993. <sup>32</sup>P-postlabeling analysis of DNA adduct formation and persistence in english sole (*Pleuronectes vetulus*) exposed to benzo[a]pyrene and <sup>7</sup>H-dibenzo[c,g]carbazole. *Chem. Biol. Interact.*, 88:55-69.
- Thomas, P. 1990. Molecular and biochemical responses of fish to stressors and their potential use in environmental monitoring. In: *Biological indicators of stress in fish*. S.M. Adams (ed.). American Fisheries Society, Maryland. pp.9-28.
- Tice, R.R.; Andrews, P.W. & Singh, N.P. 1990. The single cell gel assay: a sensitive technique for evaluating intercellular differences in DNA damage and repair. In: *DNA damage and repair in human tissues*. B. Sutherland & A. Woodhead (eds.). Plenum Press, New York.
- Titenko-Holland, N.; Windham, G.; Kolachana, P.; Reinisch, F.; Parvatham, S.; Osorio, A.M. & Smith, M.T. 1997. Genotoxicity of Malathion in human lymphocytes assessed using the micronucleus assay *in vitro* and *in vivo*: a study of malathion - exposed workers. *Mutat. Res.*, 388:85-95.
- Ueda, T.; Hayashi, M.; Nakamura, Y.; Kobayashi, J. & Sofuni, T. 1992. A preliminary study of the micronucleus test by acridin orange fluorescent staining compared with chromosomal aberration test using fish erythropoietic and embryonic cells. *Water Sci. Tech.*, 25:235-240.
- UEL–Universidade Estadual de Londrina. 1991. *Aspectos da fauna e flora da bacia do rio Tibagi*. Primeiro Relatório Técnico-Científico. UEL, Londrina.
- Uk, S. & Landeta, R. 1994. Field efficacy of monocrotophos. In: *Reviews of environmental contamination and toxicology*. v. 139. G.W. Ware (ed.). Springer-Verlag, New York. pp.137-152.
- Venier, P.; Canova, S. & Levis, A.L. 1996. DNA adducts in *Mytilus galloprovincialis* and *Zosterisessor ophiocephalus* collected from pac-polluted and reference sites of the Venice lagoon. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 11:67-73.
- Viswanathan, P.N. & Krishna Murti, C.R. 1989. Effects of temperature and humidity on ecotoxicology of chemicals. In: *Ecotoxicology and climate*. P. Bourdeau; J.A. Haines; W. Klein & C.R. Krishna Murti (eds.). John Wiley & Sons, Suffolk. pp.139-154.
- Voss, G. & Schätzle, P. 1994. Special forward. In: *Reviews of environmental contamination and toxicology*. v. 139. G.W. Ware (ed.). Springer-Verlag, New York. pp.xi-xii.
- Walker, C.H.; Hopkin, S.P.; Sibly, R.M. & Peakall, D.B. 1996. *Principles of ecotoxicology*. Taylor & Francis, London.
- Walton, D.G.; Acton, A.B & Stich, H.F. 1994. Comparison of DNA-repair synthesis, chromosome aberrations and induction of micronuclei in cultured human fibroblasts, chinese hamster ovary and central mudminnow (*Umbra limi*) cells exposed to chemical mutagens. *Mutat. Res.*, 129:129-136.
- WHO–World Health Association. 1990. Methylmercury. In: *IPCS. Environ. Health Criteria*, 101:44-48.
- WHO–World Health Association. 1995. Inorganic lead. In: *IPCS. Environ. Health Criteria*, 165:25-67.
- WHO–World Health Association. 1997. Aluminium. In: *IPCS. Environ. Health Criteria*, 194:55-193.
- Williams, W.R.C. & Metcalfe, C.D. 1992. Development of an *in vivo* hepatic micronucleus assay with rainbow trout. *Aquatic Toxicol.*, 23:193-202.
- Wood, C.M. & McDonald, D.G. 1982. Physiological mechanisms of acid toxicity to fish. In: *Acid rain and fisheries*. R.E. Johnson (ed.). American Fisheries Society, Bethesda.
- Worthing, R.C. [19--]. *The pesticide manual: a word compendium*. 8<sup>th</sup> ed. British Crop Protection Council.
- Yabe, M.J.S. & Oliveira, E.O. 1998. Metais pesados em águas superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. *Química Nova*, 21:551-556.



## Piscicultura

Julio H. Leonhardt, Heitor Frossard e Mauro Caetano Filho

**ABSTRACT** – (Fish farming) The Tibagi River Basin is located in a promising area for Aquaculture development, and presents great productive potential. In this context, the Londrina State University Fish Farm Station (EPUEL) was set up in 1991 to provide technical support to exploit this potential. EPUEL has passed on to farmers and technicians in the region the knowledge created by the research in biology, reproduction and raising management to improve productivity in fish farming and has introduced techniques that contribute to reduce the environmental impact caused by the effluents. In this chapter, the experiments developed by EPUEL with exotic species, such as the Nile tilapia and carps, as well as native species, including pacu, piavuçu, curimatá, are presented.

Key words – Aquaculture, fish culture systems, fish production, Tibagi River Basin.

### INTRODUÇÃO

A piscicultura é uma atividade milenar, pois seu surgimento na China remonta a 2000 a.C., com o cultivo da carpa. Da Ásia a piscicultura alcançou a Europa, onde os romanos adotaram o cultivo de peixes em cativeiro ainda antes da Era Cristã. No ano 500 a.C., o político chinês Fan Lei escreveu o primeiro tratado sobre a aquicultura: *Clássico de cultivo de peixes*. Em 1400 d.C., surgiu, nos mares da Indonésia, a piscicultura marinha, com o cultivo de juvenis da espécie milkfish (*Chanos chanos*), que eram trazidos com a maré alta e capturados em tanques construídos na costa. No continente europeu, os monges iniciaram a criação de peixes nos mosteiros na Idade Média, e começou o desenvolvimento da piscicultura. No continente americano, a piscicultura teve início nos Estados Unidos, na segunda metade do século XIX. O pioneirismo da piscicultura no Brasil cabe a Rodolfo von Ihering, que entre 1912 e 1931, trabalhando com peixes de piracema nos rios Mogi-Guaçu, Tietê e Piracicaba, utilizou pela primeira vez hormônios hipofisários de peixes para provocar a desova induzida em dourado (*Salminus maxillosus*). Porém, como em outros países em desenvolvimento, a piscicultura no Brasil somente tomou vulto nas últimas décadas. A partir de 1950, com a modernização dos meios de comunicação e transporte, o aperfeiçoamento da técnica de reprodução artificial e o progresso na área de nutrição de peixes, houve modificação na fisionomia da pisci-

cultura mundial, com grande expansão das áreas de cultivo e aumento da produtividade (Arana, 1999).

No norte do Paraná, região que engloba o baixo Tibagi, sempre houve — como em todo o Brasil — grande carência de pessoal treinado especificamente para desenvolver a piscicultura. Devido à pouca disponibilidade de informações técnicas, muitas propriedades se instalaram de forma inadequada, não aproveitando todo o potencial da área ocupada; outras, foram instaladas em locais que não ofereciam condições para a manutenção e para o desenvolvimento do empreendimento. Isso trouxe enormes prejuízos para os produtores e para a atividade como um todo.

Tendo em vista esse contexto, em 1991 foi implantada a Estação de Piscicultura da Universidade Estadual de Londrina (Epuel), que, desde o início, buscou o desenvolvimento de pesquisas, a formação de recursos humanos e o repasse de conhecimentos gerados pelas pesquisas para os produtores. Os experimentos desenvolvidos visaram suprir a falta de informações sobre a biologia, a reprodução e a adequação para a criação comercial de algumas espécies de peixes nativas, bem como adequar os processos de criação das espécies exóticas, pois os métodos empregados na criação destas últimas nem sempre eram os mais adequados à região.

No relacionamento entre pesquisadores e produtores, pôde-se constatar que os problemas mais comuns verificados nas pisciculturas são causados pelos próprios piscicultores, e são eles: 1) uso incorreto de aduba-

ção (orgânica e inorgânica), tanto no que se refere à qualidade como à quantidade ofertada aos peixes; 2) escolha inadequada das espécies, que nem sempre são apropriadas para a região ou para o sistema de produção adotado; 3) manejo inapropriado da alimentação, que é realizado de acordo com pacotes tecnológicos desenvolvidos em outros países, quase sempre não aplicáveis para as espécies brasileiras; 4) ausência de manejo sanitário para prevenção de doenças; 5) aplicação errada dos sistemas de produção, às vezes criando peixes com técnica de sistema intensivo em sistema semi-intensivo ou vice-versa. Ainda, um aspecto importante em relação à atividade e que raramente é considerado, é a demanda do mercado consumidor em relação às espécies produzidas.

### CONSIDERAÇÕES SOBRE A PISCICULTURA

A piscicultura visa o controle da reprodução e do crescimento dos peixes e, como qualquer outra atividade de exploração animal, deve enquadrar-se dentro de princípios zootécnicos básicos, isto é, obter maior conversão alimentar visando uma economia de alimentos e maior incremento em peso e comprimento, permitindo, assim, giro mais rápido de capital e rentabilidade.

Os métodos utilizados para aumentar a produção em cultivo de peixes podem ser biológicos ou não. Dentre os principais métodos biológicos, destacam-se a escolha das espécies cultivadas, o controle e a adaptação da densidade populacional, as produções sucessivas durante um mesmo ano e o controle sanitário dos peixes. Entre os métodos não-biológicos, pode ser citado o controle das variáveis físicas e químicas da água, como a calagem, que aumenta a alcalinidade e estabiliza o pH da água, melhorando o estado sanitário dos peixes. Outro método não-biológico é a adubação, que aumenta a produção de alimento natural disponível aos peixes, principalmente nos primeiros estágios de vida. A alimentação artificial através de uma dieta completa é um dos principais meios para aumentar a produção, e sua importância está diretamente relacionada com o tipo de cultivo empregado.

A prática da piscicultura requer estruturas que permitam controlar as condições de cultivo, favorecendo o crescimento e a sobrevivência das espécies. Os tipos de estrutura mais comuns são viveiros, tanques e tanques-rede (ou gaiolas).

Os viveiros (fig. 1) são corpos d'água feitos através de represamento ou escavação do terreno natural, e podem ser vistos como sistemas intermediários entre os sistemas de cultura laboratorial e os ambientes naturais. Portanto, o viveiro de piscicultura funciona como um ecossistema artificial onde fatores autóctones são tão importantes quanto os alóctones, e onde as condições abióticas e bióticas podem ser parcialmente manipuladas

a fim de garantir a sobrevivência e propiciar a maximização do crescimento dos peixes.

Os tanques (fig. 2) são estruturas geralmente menores que os viveiros, construídas de concreto, fibra de vidro, cimento amianto ou qualquer outro material adequado. São ambientes com alta taxa de renovação de água, onde são praticados cultivos intensivos ou superintensivos.

Os tanques-rede (fig. 3) são estruturas que confinam os peixes cultivados em uma pequena porção de um corpo d'água maior. Podem ser construídos a partir de diversos materiais, como telas de arame galvanizado ou redes de multifilamentos, e têm formatos retangulares, quadrados, hexagonais ou circulares. No Brasil, pela existência de vários lagos naturais e muitas represas artificiais, resultantes da construção de usinas hidrelétricas, o cultivo de peixes em tanques-rede começa a ser incrementado em várias regiões.

A piscicultura tradicional está baseada em dois sistemas de cultivo: o monocultivo, que é a produção de apenas uma espécie, e o policultivo, que se baseia na associação de espécies de peixes de regimes alimentares diferentes. O policultivo objetiva principalmente valorizar a utilização da energia biológica através do aproveitamento de diferentes nichos alimentares, estocando espécies planctófagas, herbívoras, onívoras e iliófagas ou detritívoras em sistema semi-intensivo de produção, aproveitando, assim, diversos alimentos naturais produzidos no viveiro. No norte do Paraná, a maioria das pisciculturas semi-intensivas existentes faz o policultivo, utilizando tanto espécies exóticas, como carpas (*Ciprinus carpio*, *Aristichthys nobilis*, *Ctmepharyngodon idella*, *Hypophthalmichthys molitrix*) e tilápias (*Oreochromis niloticus*), como espécies nativas, como o curimatá (*Prochilodus lineatus*), o pacu (*Piaractus mesopotamicus*) e o piavuçu (*Leporinus macrocephalus*). Já o monocultivo visa otimizar a produção de uma única espécie, direcionando todo o manejo para adequar o ambiente às suas necessidades. Esse direcionamento resulta no desperdício de alguns recursos que, embora disponíveis, não são aproveitados pela espécie cultivada. Em termos práticos, no entanto, verifica-se que esses dois sistemas de cultivo são economicamente viáveis, desde que sejam aplicados corretamente os conhecimentos técnicos requeridos para cada um deles.

Os principais sistemas de produção praticados em piscicultura são o extensivo, o semi-intensivo, o intensivo e o superintensivo, e cada um apresenta características e estratégias próprias, de acordo com as potencialidades existentes na propriedade e das espécies a serem cultivadas.

Na piscicultura extensiva são obtidos os menores índices de produtividade (cerca de 300 a 400 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), pois a produção depende exclusivamente do alimento natural existente no ambiente. Esse tipo de piscicultura pode ser praticado em corpos d'água onde o

objetivo principal não é a criação de peixes, como em açudes públicos, represas hidrelétricas, reservatórios de água para uso agropecuário e patamares irrigados para a rizicultura. A produção obtida é pequena em relação às outras modalidades, porém é conseguida a custo baixo, e por isso não deve ser desconsiderada.

O sistema semi-intensivo é a maximização da utilização dos viveiros, com base no princípio de que tanto o peixe como o seu alimento devem desenvolver-se no mesmo ambiente. A melhoria da produtividade é alcançada com calagem, adubação e suplemento da dieta com ração balanceada. Nesse sistema já existe um controle da população de peixes dos viveiros, tornando, assim, a piscicultura sua função principal, e a produtividade obtida oscila entre 3 e 5 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. O peso dos peixes varia entre 0,5 e 1,5 kg quando se utiliza o policultivo, havendo a necessidade de uma despesca seletiva.

Na piscicultura intensiva apenas o monocultivo é praticado. A produtividade é elevada, cerca de 1 a 200 kg m<sup>-3</sup> ano<sup>-1</sup>, utilizando espécies com peso de despesca entre 0,5 e 1 kg. O cultivo é feito em tanques (retangulares ou redondos), tanques-rede, canais com fluxo intenso ou tanques de recirculação de água, e o criador deve monitorar diariamente as condições ambientais (temperatura, oxigênio dissolvido, amônia, nitrito, nitrato, gás carbônico, etc.); deve, ainda, adequar o manejo para manter as condições ambientais favoráveis ao bem-estar dos peixes, obtendo assim maior produção por área ou volume de cultivo. Como a piscicultura intensiva implica em total dependência dos peixes aos alimentos que o criador lhes oferece, para o empreendimento ser economicamente viável o alimento precisa conter uma dieta completa em termos nutricionais, devendo ser fornecido de forma concentrada e controlada. Esse sistema de produção é classificado como de alto risco e é dependente de mão-de-obra especializada e qualificada.

Além dos sistemas convencionais praticados, é possível iniciar o cultivo com altas densidades e, por meio de despescas parciais, evitar que a biomassa estocada atinja valores muito elevados. Com isso, a biomassa crítica, isto é, a biomassa observada no instante do cultivo em que a população de peixes atinge o valor máximo em ganho de peso e comprimento, não é atingida e aumenta-se a produtividade total com economia em espaço físico construído. Porém, essa estratégia apresenta algumas desvantagens, como a manipulação exagerada dos peixes, o que pode estressá-los ou causar traumas mecânicos e desencadear enfermidades causadas por patógenos oportunistas. Outro fator negativo é a maior utilização de mão-de-obra fixa ou temporária, o que interfere na rentabilidade, pelo aumento do custo de produção.

Com exceção dos cultivos intensivos, os peixes nunca comem exclusivamente o alimento artificial, por isso é quase impossível calcular com precisão o aproveitamento desses alimentos. Na prática, esse aproveitamento

é expresso através do coeficiente de conversão alimentar aparente, que significa quantos quilogramas de alimento artificial consumido, mais uma quantidade desconhecida de alimento natural, produz 1 kg de aumento de peso. Quando a conversão alimentar aparente variar entre 0,8-1,2:1, é muito boa; se for de 1,5-2:1, está entre boa e razoável; e se for acima de 2,5:1, é ruim.



**Figura 1.** Viveiro retangular para criação de peixes. (Foto: M. Caetano Filho)



**Figura 2.** Tanques para criação de peixes. (Foto: H. Frossard)



**Figura 3.** Tanques-rede (ou gaiolas) para criação de peixes. (Foto: M. Caetano Filho)

## EXPERIÊNCIAS REALIZADAS NA EPUEL

### Espécies Nativas

No Brasil existem muitas espécies de peixes de água doce, mas poucas podem ser cultivadas, devido à falta de conhecimentos biológicos básicos importantes para o cultivo (por exemplo, sobre alimentação, crescimento,



propagação e adaptação ao confinamento). A seguir são relatados resultados obtidos com algumas espécies nativas em experiências realizadas na Epuel.

*Schizodon intermedius* Garavello & Britski, 1991  
(piava ou ximboré) (fig. 4)

De acordo com Garavello & Britski (1991), há indicações de que a piava seja endêmica da bacia Paraná-Paraguai, estando seu limite de distribuição entre Guaíra e a confluência dos rios Paraná e Paraguai. Bennemann *et al.* (1995), em um trabalho desenvolvido na bacia do Tibagi, demonstraram que essa espécie é muito frequente e abundante nas localidades onde o rio Tibagi apresenta grande abundância de vegetação marginal de pequeno porte e macrófitas aquáticas, ambiente que é comum nas áreas de influência da represa Capivara, construída no rio Paranapanema. Nessa região, a piava é muito importante para as pescas amadora e profissional.

O regime alimentar dessa espécie, no ambiente natural, é do tipo herbívoro pastador, e suas fontes alimentares básicas são algas filamentosas, raízes, folhas, frutos e sementes. Por situar-se no elo intermediário da cadeia trófica, é de grande importância na manutenção do equilíbrio do ciclo biológico dos ambientes que habita (Yabe & Bennemann, 1991).

Caetano Filho & Leonhardt (1994), analisando as relações entre peso e comprimento dessa espécie em policultivo semi-intensivo utilizando adubação orgânica e ração contendo 28% de proteína bruta (PB), em viveiro de terra com 172 m<sup>2</sup>, onde foram estocados, além de alevinos de piava, carpa-comum, curimba e pacu, na densidade inicial de 1,29 (primeiro tratamento) e 0,98 peixes m<sup>-2</sup> (segundo tratamento), obtiveram, para a piava, sobrevivência de 86,7 e 97,1%, incremento em peso de 109,4 e 112,3 g, conversão alimentar de 2,4:1 e 2,3:1 e produtividade de 0,7 e 0,7 kg m<sup>-2</sup> para os tratamentos A e B, respectivamente. De acordo com os resultados obtidos nesse sistema de cultivo, a piava não apresentou crescimento que a credencie como espécie promissora para a piscicultura comercial.

*Leporinus elongatus* Valenciennes, 1849  
(piapara, piau-verdadeiro ou piau-de-vara) (fig. 5)

A piapara é um peixe de piracema, com migrações reprodutivas e migrações tróficas que, após a desova, volta rodando pelo rio secundário até a sua foz e depois retorna ao rio principal. Tem ampla distribuição geográfica, habitando rios como Mogi-Guaçu (SP) e São Francisco (MG e BA) e a bacia do rio Paraguai. Apresenta corpo arredondado, relativamente alto, boca terminal em posição antero-inferior; é onívora e sua dieta alimentar consiste de vegetais, insetos (adultos e larvas), crustáceos, moluscos e plâncton. No ambiente natural atinge

mais de 40 cm de comprimento e peso acima de 5 kg. Sua carne é de sabor agradável, sendo muito apreciada pelos pescadores e consumidores em geral. É uma espécie que atinge alto valor comercial.

Atualmente existem poucos dados de cultivo da piapara, com poucos estudos de monocultivos, policultivos ou cultivos associados com outras espécies. A Epuel realizou um experimento de policultivo com o pacu em duas densidades de estocagem, utilizando ração peletizada com 26% de PB (Frossard *et al.*, 2000). As diferentes densidades não afetaram o crescimento dos peixes, embora o crescimento da piapara tenha sido influenciado negativamente pela presença do pacu. O peso final alcançado foi 902 g e 870 g para o pacu e 139 g e 162 g para a piapara, para a maior e para a menor densidade, respectivamente. Na menor densidade, alcançou-se conversão alimentar de 2,6:1 e produtividade de 0,5 kg m<sup>-2</sup>; na maior densidade, a conversão alimentar foi de 2,4:1 e a produtividade, de 0,7 kg m<sup>-2</sup>. A piapara teve uma maior sobrevivência no tratamento de maior densidade, o que foi atribuído à melhor qualidade apresentada pela água do viveiro onde estava sendo realizado esse tratamento. Concluiu-se, desse experimento, que o cultivo dessas espécies em um mesmo ambiente, e nas condições do experimento, não apresenta bons resultados.

*Leporinus macrocephalus* Garavello & Britski, 1988  
(piavuçu, piauçu e piau) (fig. 6)

O piavuçu se distribui por vários rios da bacia do rio Paraguai e tem grande importância econômica para a pesca na região do pantanal matogrossense. Segundo a descrição feita por Garavello & Britski (1988), é uma espécie de porte grande, atingindo comprimento padrão de até 50 cm. O corpo é alto e comprimido, com o comprimento padrão sendo cerca de 3 a 3,5 vezes a sua altura; a cabeça também é alta, a boca é terminal e muito larga. O porte grande, o corpo alto e a cabeça curta são características morfológicas importantes para a criação em piscicultura.

Essa espécie já é cultivada em várias regiões do país, principalmente no norte do Paraná, com os exemplares atingindo cerca de 800 a 900 g ano<sup>-1</sup>. Os estudos sobre seu cultivo iniciaram-se há seis ou sete anos, havendo poucas informações a respeito da espécie, o que a torna relevante como objeto de pesquisa na Epuel. Em experimento de monocultivo aí realizado, utilizando ração extrusada contendo 28% de PB (Leonhardt & Caetano Filho, em prep.), obteve-se boa conversão alimentar (1,8:1), peso médio final dos peixes (870 g) dentro do esperado para o Paraná e produtividade de 0,5 kg m<sup>-2</sup>. Os estudos em andamento na Epuel pretendem desenvolver estratégias de cultivo mais apropriadas, além de melhorar aspectos da reprodução induzida e do cultivo de larvas e alevinos.

*Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887)  
(pacu, pacu-caranha ou pacu-guassu) (fig. 7)

O pacu é uma espécie reofilica, que faz migração reprodutiva e trófica pela bacia do rio da Prata, mais especificamente nos rios Paraná e Paraguai, tendo ampla distribuição pelos rios do Pantanal. Tem regime alimentar onívoro: come frutos, folhas, flores, caranguejos, restos de peixes e outros animais mortos, assim como plâncton, nas fases de larva e alevino. No período de cheia do Pantanal, torna-se predominantemente herbívoro, sendo pastador e frugívoro pela disponibilidade e abundância de vegetação submersa.

Dentre as características relevantes para a piscicultura, destacam-se, nessa espécie, a rusticidade, a precocidade e a cabeça relativamente pequena em relação ao corpo robusto, arredondado e pouco largo, o que proporciona um bom rendimento de carcaça. Ainda, é facilmente adaptável ao cativeiro, com grande potencialidade para a piscicultura, na qual pode ser criada em monocultivo ou como espécie principal em policultivo, atingindo cerca de 1 kg ano<sup>-1</sup>. Aceita muito bem as rações balanceadas, já existindo dados experimentais a respeito de suas exigências nutricionais. Entre as espécies nativas, é provavelmente aquela que resultou na maior quantidade de trabalhos experimentais publicados, com produtividades em diferentes manejos variando de 1,5 a mais de 10 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

O método de produção sugerido para o cultivo do pacu deve ser feito em três etapas. A primeira deve ser realizada de dezembro a janeiro, com desova induzida, larvicultura e alevinagem; a segunda etapa, de fevereiro

a setembro, com alta densidade de estocagem (recria ou segunda alevinagem); e a terceira, de outubro a abril, com baixa densidade (engorda). Em experimentos de policultivo realizados na Epuel (Dória & Leonhardt, 1993; Caetano-Filho & Leonhardt, 1994; Frossard *et al.*, 2000), o pacu atingiu peso médio final entre 800 g e 1 kg, conversão alimentar variando de boa (1,6:1) a ruim (2,6:1) e produtividade em torno de 0,7 kg m<sup>-2</sup>.

*Prochilodus lineatus* Steindachner, 1881  
(curimatá, corimba, curimba ou papa-terra) (fig. 8)

O curimba é considerado um dos peixes mais importantes e abundantes dos rios das regiões Sudeste e Sul do Brasil, com maior frequência na porção superior da bacia do rio Paraná, principalmente nos rios Grande, Pardo e Mogi-Guaçu. Em todas as regiões onde ocorre, é muito utilizado na alimentação humana.

As espécies de *Prochilodus* são reofilicas e de grande porte — no geral, alcançam cerca de 30 a 45 cm de comprimento e entre 0,6 e 1,2 kg, podendo chegar a até 6 kg. São rústicas, de alta fecundidade, iliófagas e de cadeia alimentar curta.

Por pertencer a um baixo nível trófico dentro da cadeia alimentar e ser bem aceito pelos consumidores, o curimba é considerado um peixe com ótimo potencial para a piscicultura nas regiões tropicais e subtropicais.

É uma espécie para ser cultivada com outros peixes de melhor valor comercial, entrando nos policultivos como espécie secundária, na densidade de um peixe 10 m<sup>-2</sup>, em consórcio com espécies como pacu, piaçu, tilápia e carpas. Em experimentos de policultivo



Figura 4. *Schizodon intermedius* (piava). (Foto: O.A. Shibatta)



Figura 5. *Leporinus elongatus* (piapara). (Foto: O.A. Shibatta)



Figura 6. *Leporinus macrocephalus* (piaçu). (Foto: O.A. Shibatta)



Figura 7. *Piaractus mesopotamicus* (pacu). (Foto: O.A. Shibatta)



**Figura 8.** *Prochilodus lineatus* (curimba). (Foto: O.A. Shibatta)

semi-intensivo realizados por Doria & Leonhardt (1993) e por Caetano Filho & Leonhardt (1994) na Epuel, o curimba obteve incremento de peso da ordem de 300 a 400 g ano<sup>-1</sup>. Ainda que não fosse um porte comercial esperado para a espécie, houve contribuição para o incremento da biomassa total nos respectivos cultivos (em torno de 0,7 kg m<sup>-2</sup>).

### Espécies Exóticas

A Epuel também realizou experimentos com espécies exóticas — tilápia-do-nylo, carpa-comum, carpa-capim, carpa-prateada e carpa-cabeça-grande —, em razão das diferentes exigências dos produtores do norte do Paraná, uma vez que, na década de 1980, prevalecia o cultivo de carpas e, na década seguinte, o de tilápia-do-nylo. As carpas foram cultivadas principalmente em sistemas de policultivo, com produtividade variando de 2 a 8 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>; a tilápia-do-nylo se estabeleceu em sistemas de monocultivo, com produtividade variando de 5 a 35 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Atualmente, o maior mercado consumidor de peixes na região é o de pesque-pague, que tem a tilápia-do-nylo como principal espécie em seus empreendimentos — ela representa de 50% a 70% de todo o peixe capturado nos pesque-pagues da região, enquanto as carpas têm seu mercado preferencial em pesque-pagues do estado de São Paulo, nas estações frias do ano.

*Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1757)  
(tilápia-do-nylo ou tilápia-nilótica) (fig. 9)

A tilápia-do-nylo recebeu essa denominação por ser oriunda da bacia do rio Nilo. É um peixe facilmente reconhecido, por apresentar listras verticais na nadadeira caudal, coloração metálica, corpo curto e alto, cabeça e cauda pequenas e, quando alevinos, apresentam um colorido metálico em tom verde-azulado na cabeça. A tilápia-do-nylo apresenta escamas grandes, pouco brilhantes, manchas esbranquiçadas no ventre e coloração prateada no dorso.



**Figura 9.** *Oreochromis niloticus* (tilápia-do-nylo). (Foto: O.A. Shibatta)

Seu hábito alimentar é bastante diversificado, ingerindo primariamente fitoplâncton e zooplâncton. Também se alimenta de bentos, detritos, alimentos artificiais e resíduos orgânicos, o que a torna muito interessante para a piscicultura. Suas brânquias produzem um muco onde as partículas planctônicas ficam aderidas, sendo, posteriormente, ingeridas. Esse mecanismo permite à tilápia-do-nylo capturar micro-fitoplâncton menor que 5 µm de diâmetro.

Seus filés são de alta qualidade, bom tamanho, carne firme e com poucos espinhos; apresentam bom sabor e são excelentes para consumo nos estados fresco, desidratado, salgado ou defumado. O peso comercial ideal da tilápia-do-nylo, para o Brasil, está entre 400 e 800 g, o que pode ser alcançado com seis a 12 meses de criação.

É uma espécie bastante resistente ao manejo e às doenças. Sobrevive em altas densidades e baixas tensões de oxigênio, embora a concentração ideal para a tilápia gire em torno de 2 a 3 mg L<sup>-1</sup>. A temperatura ideal para engorda é de 29 a 31°C, e, dispondo de alimento farto nessas condições, seu crescimento pode ser até três vezes maior que a 20°C e duas vezes mais rápido que a 22°C.

O principal problema para seu cultivo é sua alta capacidade de reprodução em cativeiro. Além disso, os machos da espécie apresentam uma taxa de crescimento duas a três vezes maior que a das fêmeas. Com aproximadamente três meses de idade, a fêmea já começa a reproduzir, e toda a energia que seria destinada ao crescimento é direcionada para a reprodução. Assim, os machos atingem tamanho comercial mais rapidamente.

Para contornar o problema da reprodução excessiva, podem ser empregadas as seguintes técnicas: 1) cultivo de monosssexo de machos, obtido por sexagem manual: faz-se a distinção dos sexos através de características externas da papila urogenital.; 2) cultivo consorciado com predadores: realiza-se a associação da tilápia com uma espécie predadora carnívora, que consumiria seus alevinos; 3) hibridação através de cruzamento de fêmea de *Oreochromis niloticus* com macho de *Oreochromis hornorum*, obtendo-se 100% de machos — nesse caso,

é necessário que os parentais sejam 100% puros, o que atualmente é difícil de se conseguir, tanto no Brasil como no exterior; 4) “super-macho”: consiste no cruzamento de fêmeas normais (XX) com indivíduos “super-machos” (YY), obtidos através de manipulação genética. Os indivíduos resultantes serão todos XY, ou seja, machos; 5) cultivo em tanques-rede com malhas superiores a três quartos de polegada, o que impossibilita o sucesso nas desovas; 6) reversão sexual: indivíduos geneticamente fêmeas desenvolvem órgãos genitais masculinos através da administração de hormônio masculinizante adicionado à ração.

De todas essas técnicas, a reversão sexual tem sido a mais utilizada em todo o mundo. É uma técnica relativamente barata e, quando realizada com metodologia adequada, tem propiciado a obtenção de lotes de alevinos com índices de reversão que variam de 95 a 100% de machos.

A Epuel realizou vários experimentos com tilápia-do-nilo, por ser uma espécie de interesse comercial e porque o Paraná é o seu maior produtor no Brasil. Em monocultivos dessa espécie com ração peletizada contendo 26% de PB e diferentes densidades de peixes  $m^{-2}$  (Coda, 1996; Coda *et al.*, 1996), obteve-se peso médio final em torno de 400 g, boa conversão alimentar (1,7:1 a 1,8:1) e produtividade de 2 a 3  $kg\ m^{-2}\ ano^{-1}$ .

Ribeiro (1995) e Ribeiro & Leonhardt (1996) verificaram a eficiência do tratamento com hormônio masculinizante 17- $\alpha$ -metiltestosterona na indução da reversão de sexo em *Oreochromis niloticus* em dois ambientes de cultivo: caixas de cimento amianto (1,05  $m^2$  e 0,55 m de profundidade) e tanques-rede (1,69  $m^2$  e 1,20 m de profundidade). Foram avaliados a proporção de machos e fêmeas, o crescimento, o ganho de peso e a taxa de mortalidade nas duas situações. As larvas revertidas em tanques-rede apresentaram maior crescimento, maior ganho em peso e maior frequência de machos, proporcionando, assim, maior eficiência da reversão sexual.

Leonhardt (1997) e Leonhardt & Urbinati (1997, 1998a, 1998b) realizaram estudos morfométricos, histológicos, citogenéticos, fisiológicos e de produção, comparando tilápias-do-nilo revertidas sexualmente com tilápias machos e fêmeas durante as fases de reversão, alevinagem e de cultivo de juvenis, além de tilápias sexadas na fase de engorda. A análise histológica das gônadas revelou uma taxa de reversão para machos de 93%. Ficou demonstrada a eficiência do cultivo de larvas em tanques-rede e em águas verdes. O hormônio 17- $\alpha$ -metiltestosterona, incorporado à dieta, não resultou em aumento das taxas de mortalidade. Estas, durante as fases de reversão, alevinagem, cultivo de juvenis e engorda apresentaram baixos valores e variaram de 2,5% a 10%. Nas quatro fases, o incremento em peso e comprimento dos peixes revertidos sexualmente foi superior ao do grupo-controle. O coeficiente de alometria obtido com as expressões matemáticas da relação

peso total-comprimento total sugere um crescimento do tipo isométrico para as tilápias revertidas e para o grupo controle. Os resultados obtidos com o fator de condição alométrico sugerem que o “estado de bem-estar”, ou estado fisiológico, do grupo considerado controle, é similar ao do grupo revertido. Em uma segunda etapa da pesquisa, foram comparadas tilápias machos e fêmeas, adultas, de um viveiro de reprodução com tilápias revertidas sexualmente também adultas e de um viveiro em fase final de engorda. Através da análise das metáfases mitóticas, foi possível a adoção de um método capaz de diferenciar o sexo genotípico das tilápias sexo-revertidas. Com essa metodologia, foram identificados os grupos macho-controle (MC), fêmea-controle (FC), macho submetido ao tratamento hormonal (MM) e fêmea revertida para macho (FM). O grupo FC apresentou índice hepatossomático (IHS), área e volume do citoplasma do hepatócito, lipídio hepático e extrato etéreo na carcaça inferiores aos outros grupos. Por outro lado, foram obtidos valores superiores para os índices gonadossomático (IGS) e hipofisossomático (IHipS). Esses dados sugerem uma mobilização intensa de reservas energéticas em função do desenvolvimento gonadal.

O grupo MM apresentou IHipS superior ao grupo FM, o que sugere um desenvolvimento hipofisário diferenciado para os dois grupos e provavelmente dependente do sexo genotípico. Resultados similares de IGS, IHS, hematócrito, morfometrias celular hepática e eritrocitária, glicose e proteína plasmáticas, glicogênio e lipídeo hepáticos, testosterona, progesterona e estradiol plasmáticos, teor em água, proteína, extrato etéreo e cinzas na carcaça para os grupos MM e FM sugerem comportamento metabólico e endócrino semelhante para os dois grupos. Os grupos MC e FC apresentaram níveis de glicogênio hepático similares, mas inferiores aos obtidos para MM e FM, o que indica maior atividade glicogenolítica para os peixes envolvidos com a atividade reprodutiva. As tilápias sexo-revertidas apresentaram maior teor em água e em gordura na carcaça, quando comparadas aos peixes machos e fêmeas. Apesar de não terem sido pesquisadas a composição e as características organolépticas do filé desses peixes, os resultados sugerem diferenças de qualidade e, possivelmente, de sabor, para as tilápias revertidas. Os peixes revertidos sexualmente apresentaram alterações anatômicas, bioquímicas, fisiológicas e comportamentais, refletindo positivamente sobre a produção aquícola dos mesmos.

Medri (1997) e Medri *et al.* (1998) conduziram experimentos avaliando o efeito da substituição de 10, 20 e 30% da ração por levedura de destilaria sobre o peso, o comprimento, a eficiência alimentar, os incrementos diários em comprimento e em peso, na sobrevivência, na composição de nutrientes das carcaças e dos filés de tilápia e o grau de aceitabilidade dos provadores. Não foram encontradas diferenças entre os tratamentos para ganho de peso, comprimento, eficiência alimentar e

incrementos diários em comprimento e em peso, indicando que a escolha do nível de levedura para esses peixes depende de sua disponibilidade e custo ocasional. O emprego dos diferentes níveis de inclusão de levedura de destilaria na ração promoveu um aumento do teor protéico, e houve uma diminuição de lipídios nas carcaças e nos filés de tilápia-do-nylo. A pesquisa também revelou que a inclusão de até 20% de levedura de destilaria como substituto protéico em rações resulta em melhoria da aceitabilidade dos filés dessa espécie.

Lundstedt (1996) e Lundstedt *et al.* (1997a; 1997b) verificaram a existência de diferenças morfológicas entre os grupos MC, FC, MM e FM no processo de reversão sexual em tilápias-do-nylo. Utilizando técnicas de citogenética, ficou demonstrado que essa espécie apresenta  $2n=44$  cromossomos, e foi observado um leve heteromorfismo no par cromossômico maior em machos, sugerindo um mecanismo sexual do tipo XX/XY, fato que possibilitou a identificação do grupo de fêmeas que, com o tratamento hormonal, se tornaram machos. Seis correlações foram estabelecidas a partir das medidas morfológicas, caracterizando cada um dos quatro grupos. O grupo MC apresentou estrutura corpórea superior à dos demais grupos. Os indivíduos machos e fêmeas revertidos (grupos MM e FM), em nenhum parâmetro diferiram entre si. O grupo FC apresentou o menor padrão de estrutura corpórea. A estrutura da cabeça dos revertidos apresentou-se diferente da dos machos, embora a estrutura corpórea desses grupos (MC, MM e FM) tenha sido semelhante. Esses dados sugerem que o hormônio 17- $\alpha$ -metiltestosterona, utilizado no processo de reversão sexual, alterou significativamente a estrutura corpórea dos peixes submetidos ao tratamento.

*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758  
(carpa-comum) (fig. 10)

Existem várias linhagens de carpa, entre outras a carpa-escama, a carpa-espelho e a carpa-colorida, todas originárias dos rios da Ásia Central. A carpa-escama apresenta o corpo totalmente coberto de escamas; a carpa-espelho apresenta uma linha de escamas no dorso e outras (poucas), de tamanho variável, espalhadas pelo corpo. As carpas escama e espelho geralmente apresentam o dorso do corpo ligeiramente marrom e o ventre alaranjado, amarelo ou branco.

No Brasil, atualmente é cultivada a carpa-comum, com linhagens procedentes da Alemanha, de Israel e da Hungria. A carpa colorida *nishikigoi* apresenta diversas linhagens selecionadas por padrões de cores no Japão, e de lá tem sido trazida para o Brasil.

Para o sucesso da ciprinocultura, somam-se a rusticidade, o rápido crescimento, a desova natural em ambientes confinados, os hábitos alimentares bentóforo e onívoro e a resistência ao manuseio e a enfermidades.

Embora a carpa-comum suporte temperaturas de até 0°C, seu desenvolvimento ótimo ocorre entre 25 e 32°C, com teor de oxigênio dissolvido entre 3,0 e 5,5 mg L<sup>-1</sup>. Geralmente, deixa de se alimentar em temperaturas inferiores a 5°C.

A Epuel realizou vários experimentos de policultivo semi-intensivo com a carpa-comum (Doria, 1991; Doria & Leonhardt, 1992, 1993; Leonhardt & Doria, 1992; Leonhardt *et al.*, 1992, 1994a; Doria *et al.*, 1993; Caetano Filho, 1994; Caetano Filho & Leonhardt, 1994; Lundstedt *et al.*, 1995), sendo obtidos exemplares com 1 a 2 kg de peso vivo, com conversões alimentares que variaram de 2:1 a 3,5:1 e produtividade de 0,7 a 0,8 kg m<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup>.

Kopp (1993) e Pereira *et al.* (1994a; 1994b) avaliaram o efeito da substituição de 10, 30 e 50% da ração por levedura de destilaria sobre o peso, o comprimento e a composição da carcaça da carpa-comum. Foram determinados matéria seca, proteínas, lipídios e minerais. As análises biométricas, efetuadas quinzenalmente, mostraram aumento de peso e comprimento dos peixes durante todo o experimento. Os peixes do tratamento que utilizou 10% de substituição da ração foram semelhantes, em peso e comprimento, aos que receberam somente ração comercial, mas apresentaram maiores teores de proteínas e de lipídios na carcaça. As substituições de 30% e 50% resultaram em menor ganho de peso e comprimento dos peixes, quando comparadas com os demais tratamentos. Porém, com 50% de substituição, as carcaças apresentaram teores mais elevados de minerais.

*Ctenpharyngodon idella* (Vallenciennes, 1844)  
(carpa-capim) (fig. 11)

A carpa-capim é originária dos grandes rios da Ásia que fluem para o oceano Pacífico. Dependendo da disponibilidade de alimento, com um ano de idade atinge facilmente 1 kg de peso vivo. No entanto, pode alcançar até 2 m de comprimento e 30 kg de peso vivo com cinco a oito anos de idade.

Apresenta hábito alimentar herbívoro, consumindo a maior parte dos vegetais aquáticos de superfície, de fundo e marginal, assim como algas filamentosas, capim, gramíneas e folhagens tenras. De acordo com as condições de cultivo, pode se alimentar de frutos, tubérculos e de algumas raízes. Ingerde de 40 a 60% do seu peso vivo em alimentos por dia. Utilizando-se exclusivamente do alimento natural, é possível produzir de 30 a 200 kg de carpa-capim por ha ano<sup>-1</sup>, com densidade de um peixe para cada 20 a 50 m<sup>2</sup> de lâmina d'água.

A Epuel realizou um experimento de policultivo semi-intensivo com a carpa-capim utilizando ração e adubação orgânica (Lundstedt *et al.*, 1995), sendo obtidos exemplares com até 1,2 kg de peso vivo e produtividade total do viveiro de 0,8 kg m<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup>.

*Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844)  
(carpa-prateada)

A carpa-prateada é originária dos grandes rios da China. Sua característica mais importante é a sua alimentação, pois apresenta uma grande capacidade filtradora quando jovem e adulta, sendo capaz de filtrar, com os seus raios branquiais, fitoplâncton, pequenos organismos do zooplâncton e partículas de detritos orgânicos em suspensão; é considerada uma espécie predominantemente fitoplanctófaga.

Entre as espécies de carpas chinesas, a carpa-prateada tem a mais curta cadeia de alimentação. Com aproximadamente 1 kg de peso vivo pode consumir cerca de 17% do seu peso corporal em alimentos por dia. Dessa forma, a utilização do fitoplâncton pela carpa-prateada evita as concentrações excessivas de algas nos viveiros e melhora a qualidade da água para as outras espécies.

Difícilmente essa espécie ingere alimentos na forma de grãos, tubérculos ou peletes. Rações fareladas podem ser consumidas, mas dietas exclusivamente à base de ração resultam em menores taxas de crescimento, quando comparadas às dietas naturais. A produção do fitoplâncton pode ser incrementada nos viveiros com o uso de adubos orgânicos, sendo comum o cultivo de carpa-prateada em consórcio com suínos ou aves.

A Epuel realizou experimento de policultivo semi-intensivo com ração e adubação orgânica com a carpa-prateada (Leonhardt *et al.*, 1992; 1994a; 1994b), sendo obtidos exemplares com peso em torno de 1 kg, conversão alimentar de 2,6:1 e produtividade de 0,7 kg m<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup>.

*Aristichthys nobilis* (Richardson, 1845)  
(carpa-cabeça-grande ou carpa-cabeçuda) (fig. 12)

A carpa-cabeça-grande é originária de rios chineses. Apresenta muitas semelhanças com a carpa-prateada e as duas podem facilmente ser confundidas por piscicultores inexperientes. Seu aparelho filtrador não é tão eficiente quanto o daquela, sendo capaz de reter nos seus raios branquiais preferencialmente o zooplâncton.

É um peixe de crescimento rápido, podendo alcançar facilmente 2 kg em um ano de vida, desde que a qualidade da água e a alimentação sejam adequadas. Alevinos com um mês de idade alimentam-se preferencialmente de pequeno zooplâncton, ou seja, de rotíferos, copépodos e cladóceros menores. Esses alevinos complementam sua dieta com rações fareladas finas, preferencialmente à disposição na superfície da água.

A Epuel realizou vários experimentos de policultivo semi-intensivo, utilizando ração e adubação orgânica, com a carpa-cabeça-grande (Leonhardt *et al.*, 1992, 1994a, 1994b; Lundstedt *et al.*, 1995), obtendo exemplares com 0,6 a 1,2 kg de peso vivo, conversão alimentar de 2,6:1 e produtividade de 0,6 a 0,8 kg m<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup>.



Figura 10. *Cyprinus carpio* (carpa-comum). (Foto: O.A. Shibatta)



Figura 11. *Cmepharyngodon idella* (carpa-capim). (Foto: O.A. Shibatta)



Figura 12. *Aristichthys nobilis* (carpa-cabeça-grande). (Foto: O.A. Shibatta)

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Desde sua criação, a Epuel teve como prioridades a produção de novos conhecimentos e o repasse, para a comunidade, das tecnologias produzidas e/ou recolhidas na literatura especializada. Através de visitas e assistência técnica, consultorias, estágios e palestras, tem procurado contribuir para que o cultivo de peixes se firme como uma atividade comercial de importância para a região.

As pesquisas desenvolvidas têm como objetivo principal adequar às nossas condições as metodologias de cultivo desenvolvidas no exterior para as espécies

exóticas e desenvolver pacotes tecnológicos para o cultivo das espécies nativas. A frequência da procura pelos serviços da Epuel evidencia que ela é referência para os produtores da região.

### Referências Bibliográficas

- Arana, L.V. 1999. Aqüicultura e desenvolvimento sustentável. UFSC, Florianópolis.
- Bennemann, S.T.; Silva-Souza, A.T. & Rocha, G.R.A. 1995. Composicion ictiofaunística en cinco localidades de la cuenca del rio Tibagi, PR – Brasil. *Interciencia*, 20:7-13.
- Caetano Filho, M. 1994. Influência do *Schizodon intermedius* (Garavello & Britski, 1990) no crescimento e conversão alimentar em tanques de policultivo. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Caetano Filho, M. & Leonhardt, J.H. 1994. Análise comparativa do crescimento de “*Schizodon intermedius*”, “*Prochilodus lineatus*”, “*Cyprinus carpio*”, “*Piaractus mesopotamicus*” em sistema de policultivo semi-intensivo. In: Livro de Resumos do VIII Simpósio Brasileiro de Aqüicultura (Piracicaba, SP). p.5.
- Coda, S. 1996. Cultivo intensivo de tilápia do nilo, *Oreochromis niloticus*, revertidas sexualmente em duas densidades de estocagem. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Coda, S.; Caetano Filho, M.; Leonhardt, J.H.; Lundstedt, L.M. & Dias, A.L. 1996. Efeito da densidade de estocagem no cultivo intensivo de tilápia do nilo, *Oreochromis niloticus*. In: Livro de Resumos do IX Simpósio Brasileiro de Aqüicultura (Sete Lagoas, MG). p.13.
- Doria, C.R.C. 1991. Análise do crescimento e da produção de *Prochilodus scrofa*, *Cyprinus carpio*, *Colossoma macropomun* e *Piaractus mesopotamicus* em policultivo semi intensivo, com arraçamento e adubaçao orgânica. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Doria, C.R.C & Leonhardt, J.H. 1992. Análise do crescimento e da produção de “*Prochilodus scrofa*”, “*Cyprinus carpio*”, “*Colossoma macropomum*” e “*Piaractus mesopotamicus*” em policultivo semi intensivo com arraçamento e adubaçao orgânica. In: Resumos da I Reunião Anual do Instituto de Pesca (São Paulo, SP). p42.
- Doria, C.R.C & Leonhardt, J.H. 1993. Análise do crescimento de *Cyprinus carpio* (Pisces: Cyprinidae) em sistema de policultivo semi-intensivo com arraçamento e adubaçao orgânica. *Unimar*, 15(supl.):223-231.
- Doria, C.R.C.; Leonhardt, J.H.; Cavichioli, M. & Zanoni, M.A. 1993. Análise preliminar da produção do policultivo semi-intensivo com arraçamento e adubaçao orgânica de *Cyprinus carpio* (Pisces: Cyprinidae), *Prochilodus scrofa* (Pisces: Prochilodontidae), *Piaractus mesopotamicus* e *Colossoma macropomum* (Pisces: Characidae). *Unimar*, 15(supl.):233-242.
- Frossard, H.; Benneman, S.T. & Caetano Filho, M. 2000. Efeito da densidade de estocagem no policultivo de pacu (*Piaractus mesopotamicus*) e piapara (*Leporinus elongatus*). In: Resumos do 11º Simpósio Brasileiro de Aqüicultura (Florianópolis, SC). Sociedade Brasileira de Aqüicultura. 1 CD-ROM.
- Garavello, J.C. & Britski, H.A. 1988. *Leporinus macrocephalus* sp. n. from the Paraguay river system (Ostariophysis, Anostomidae). *Naturalia*, 13:67-74.
- Garavello, J.C. & Britski, H.A. 1991. Duas novas espécies do gênero *Schizodon* Agassiz da bacia do alto Paraná, Brasil, América do Sul (Ostariophysi, Anostomidae). *Naturalia*, 15:153-170.
- Kopp, E.I. 1993. Efeito da substituição parcial de ração por levedura de destilaria sobre o crescimento de carpa húngara, *Cyprinus carpio*. Monografia de Especialização, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Leonhardt, J.H. 1997. Efeito da reversão sexual em tilápia do nilo, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1757). Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, SP.
- Leonhardt, J.H. & Doria, C.R.C. 1992. Avaliação econômica de um sistema de policultivo semi-intensivo com ração e adubo orgânico. In: Resumos do VII Encontro Nacional de Aqüicultura (Peruíbe, SP). p.4.
- Leonhardt, J.H. & Urbinati, E.C. 1997. Effects of sex reversal on the production performance of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, reared in hapa nets in earthen ponds. In: Abstracts of the World Aquaculture 97 (Seattle, Washington). p.283.
- Leonhardt, J.H. & Urbinati, E.C. 1998a. Estudos citogenético e fisiológico de tilápia do nilo, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1757), revertidas sexualmente. In: Resumos da VII Reunião Anual do Instituto de Pesca (São Paulo, SP). p.77.
- Leonhardt, J.H. & Urbinati, E.C. 1998b. Morphometrical, histological, cytogenetical and physiological studies on Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1757) sexually reverted. In: Abstracts of the World Aquaculture 98 (Las Vegas, Nevada). p.58.
- Leonhardt, J.H.; Ribeiro, C.S.; Gomes, L.M. & Lundstedt, L. 1992. Crescimento e conversão alimentar de um sistema de policultivo de “*Cyprinus carpio*”, “*Hypophthalmichthys molitrix*”, “*Aristichthys nobilis*”, “*Colossoma macropomum*”, “*Piaractus mesopotamicus*”, “*Prochilodus scrofa*” e “*Hypostomus* sp.” com ração e adubo orgânico. In: Resumos do II Encontro Anual de Iniciação Científica UEL/UEM/UEPG, e X Simpósio de Estagiários do CCB/UEL (Londrina, PR). p.35.
- Leonhardt, J.H.; Ribeiro, C.S.; Gomes, L.M. & Lundstedt, L. 1994a. Análise do crescimento e produção de “*Cyprinus carpio*”, “*Hypophthalmichthys molitrix*”, “*Aristichthys nobilis*”, “*Colossoma macropomum*”, “*Piaractus mesopotamicus*”, “*Prochilodus scrofa*” e “*Hypostomus* sp.” em policultivo semi intensivo com arraçamento e adubaçao orgânica. In: Resumos do V Encontro Rio Grandense de Técnicos em Aqüicultura (Pelotas, RS). p.26.
- Leonhardt, J.H.; Zanoni, M.A.; Caetano Filho, M.; Ribeiro, S.C. & Lundstedt, L. 1994b. Análise do crescimento e produção de um sistema de policultivo semi-intensivo com ração. In: Resumos do VIII Simpósio Brasileiro de Aqüicultura (Piracicaba, SP). p.18.
- Lundstedt, L.M. 1996. Estudos morfométricos e citogenéticos de tilápia do nilo, *Oreochromis niloticus*. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Lundstedt, L.M.; Caetano Filho, M.; Leonhardt, J.H.; Batirola, C.L. & Ribeiro, S.C. 1995. Análise quantitativa de um sistema de policultivo intensivo com dois métodos de manejo alimentar. In: Resumos do XI Encontro Brasileiro de Ictiologia (Campinas, SP). sessão J.
- Lundstedt, L.M.; Leonhardt, J.H.; Dias, A.L.; Urbinati, E.C. 1997a. Induced morphometric alterations on sex reversal in the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. In: Book of Abstracts World Aquaculture 97 (Seattle, Washington, EUA). p.299.
- Lundstedt, L.M.; Leonhardt, J.H. & Dias, A.L. 1997b. Alterações morfométricas induzidas pela reversão sexual em tilápia do nilo, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1757). *Unimar*, 19:461-472.
- Medri, V. 1997. Técnicas estatísticas e de engenharia da qualidade para avaliar o desempenho de diferentes níveis de levedura na criação de tilápia, *Oreochromis niloticus*. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.
- Medri, V.; Pereira, G.V. & Leonhardt, J.H. 1998. Técnicas de controle de qualidade utilizadas na criação de tilápia do nilo, *Oreochromis niloticus*. *Acta Scientiarum*, 20:185-190.
- Pereira, G.V.; Mizubuti, I.Y.; Leonhardt, J.H.; Kopp, E.I. & Rabassi, J.R. 1994a. Composição química da carne de pescado alimentado com levedura excedente de destilaria. In: Anais do XIV Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia de Alimentos (São Paulo, SP). poster 7.43.
- Pereira, G.V.; Kopp, E.I.; Pereira, A.B.L.; Rabassi, J.R.; Mizubuti,

- I.Y. & Leonhardt, J.H. 1994b. Crescimento de carpa húngara alimentada com ração substituída por levedura de destilaria. In: Anais do XXIII Congresso Brasileiro de Medicina Veterinária (Recife, PE). p.620.
- Ribeiro, S.C. 1995. Indução de reversão de sexo em tilápia do nilo, *Oreochromis niloticus*, com o uso do hormônio 17- $\alpha$ -metiltestosterona, em dois diferentes meios. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Ribeiro, S.C. & Leonhardt, J.H. 1996. Reversão sexual em tilápia do nilo, *Oreochromis niloticus*: eficiência em tanques redes  $\times$  laboratório. In: Resumos do IX Simpósio Brasileiro de Aquicultura (Sete Lagoas, MG). p.123.
- Yabe, R.S. & Bennemann, S.T. 1991. Regime alimentar de *Schizodon intermedius* Garavello & Britski (1991) do rio Tibagi-PR e a relação com as características morfológicas do trato digestivo. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.









## **É possível recuperar a bacia do rio Tibagi?**

Um ecossistema envolve interações entre os organismos vivos e entre estes e o meio, e essas interações se dão de forma dinâmica. Ecossistemas são nós de uma rede integrada, onde ocorre um fluxo constante, no tempo e no espaço, de matéria, energia e informação, sem o qual a natureza seria estática e imutável. Toda vez que uma espécie intensifica suas ações sobre o meio em que vive, ela provoca modificações nas interações das demais espécies, conseqüentemente alterando o fluxo de matéria, energia e informação entre as espécies e entre elas e o meio. Nesse sentido, ao longo de seu processo evolutivo o homem provocou sucessivas alterações na biosfera, que se tornaram mais drásticas a partir da Revolução Industrial.

Um exemplo concreto da ação do homem sobre a natureza é a construção de barragens de usinas hidrelétricas, como as que estão projetadas para o rio Tibagi. Essas barragens alteram o ecossistema, que de lóxico passa a ser lântico, e muitos sedimentos ficam retidos, principalmente matéria orgânica, que se deposita em águas de menor velocidade. As lagoas marginais, onde ocorre a reprodução de muitos organismos aquáticos, e as matas ciliares, com espécies vegetais próprias e que abrigam diversas espécies animais, são invadidas pelas águas dos reservatórios e, assim, o equilíbrio do ecossistema, tanto rio abaixo como rio acima, é alterado, levando os dois novos segmentos a um novo equilíbrio, o que provoca, muitas vezes, a extinção de espécies.

Os resultados apresentados neste livro revelam a grande intervenção humana que ocorreu sobre o ambiente natural da bacia do rio Tibagi, como conseqüência da exploração madeireira, de atividades agropecuárias e da mineração. Ainda hoje, é surpreendente observar os descasos da sociedade em geral com o ambiente, e a tolerância ou a conivência dos órgãos fiscalizadores. (No setor de mineração, por exemplo, em especial o da extração de areia e argila das áreas marginais do rio Tibagi, é incompreensível a concessão de licenças para mineração em áreas de proteção permanente.)

Embora a legislação preveja uma cobertura florestal mínima de 20%, a região da bacia, a exemplo das demais regiões do estado do Paraná, apresenta uma cobertura florestal de aproximadamente 3,5%, com um percentual de 1,5% na região de Londrina, sendo poucos os remanescentes florestais primários. Observa-se, ainda, práticas equivocadas de manejo dos solos e erosão, que carrega sedimentos e agrotóxicos para os cursos d'água, provocando, neles, seu assoreamento e sua contaminação.

Há necessidade de se preservar e recuperar os remanescentes florestais da bacia para garantir o banco natural de germoplasma. É importante ressaltar que esses remanescentes devem ser grandes o suficiente para garantir a conservação de todas as espécies, e que corredores verdes devem interligá-los, permitindo, assim, a ocorrência de um fluxo gênico efetivo, pois o fato de algumas espécies estarem presentes nos remanescentes não é garantia de que não se encontram ameaçadas de extinção. Para saber se elas correm risco de extinção ou não, é necessário verificar, entre outras coisas, qual é o fluxo gênico das populações dessas espécies, qual o grau de endocruzamento em cada uma e qual deve ser o mínimo de variabilidade genética em uma população para que ela se perpetue no remanescente. Todas essas questões poderão ser respondidas com pesquisas científicas, mas, para que isto ocorra, é essencial que os fragmentos ainda existentes tenham sua conservação garantida, independentemente de estarem em áreas públicas ou privadas. A transformação desses remanescentes em reservas ecológicas é uma medida que pode garantir sua conservação.

Na bacia do rio Tibagi, dentre as árvores e os vertebrados, 1.173 espécies de organismos foram identificados, em sua maioria árvores (470), peixes (110) e aves (476). Essas espécies

se distribuem por vários ambientes encontrados na região, como florestas, campos, brejos, cerrados, rios, córregos e lagos. Diferenças principalmente climáticas e edáficas, entre o norte e o sul, fazem com que certas espécies apresentem diferentes padrões de distribuição geográfica. Em relação aos peixes e às árvores, no médio Tibagi é encontrada a maior diversidade de espécies, sendo que o alto Tibagi apresenta a menor. Essas observações indicam que o médio Tibagi é uma zona de tensão ecológica, um ecótono, no qual espécies do sul e do norte da bacia coexistem em uma mesma área. Em relação às aves, o número de espécies é semelhante entre as três regiões, embora a composição seja diferente.

Espécies da flora e da fauna foram estudadas quanto aos aspectos ecológicos, fisiológicos, morfológicos e gênicos. As espécies arbóreas das florestas ciliares foram identificadas, sendo possível a produção de mudas de muitas dessas espécies, e é fundamental que as informações produzidas pelos diferentes estudos sejam prontamente usadas nos viveiros municipais, a fim de otimizar o processo de produção e reduzir os custos.

Dados químicos de qualidade da água indicam a existência de pontos críticos de poluição na bacia, o que pode ser correlacionado com espécies das comunidades fitoplanctônica, zoobentônica e de peixes, porque várias dessas espécies são reconhecidas como excelentes indicadores biológicos, especialmente quanto à sensibilidade a poluentes. A caracterização dos efeitos das concentrações letais e sub-letais de poluentes sobre os peixes provenientes dos diferentes pontos do rio Tibagi possibilitou a comparação das condições da região como um todo.

Os resultados obtidos nos estudos dos peixes revelam que não há necessidade de repovoamento do rio Tibagi. O que é necessário é melhorar as condições do rio, que se encontra degradado devido à carga de poluentes e de sedimentos que recebe e à ausência de mata ciliar, o que faz com que algumas das populações de peixes nele presentes comportem poucos indivíduos.

O principal objetivo do Projeto Tibagi, como já foi mencionado, é a recuperação e a conservação da bacia do rio Tibagi e, para alcançá-lo, é necessária a participação da sociedade como um todo. No início do processo houve a participação da sociedade organizada, que estava motivada e foi reivindicadora, apontando e convocando as empresas poluidoras a participarem do consórcio de municípios e estando presente nos eventos públicos destinados a discutir os resultados das pesquisas e para avaliar os rumos e discutir as formas de se atingir as metas preestabelecidas.

Entretanto, ao longo desses anos, o processo apresentou falhas, que podem ser sanadas. Por exemplo, não foram realizados os chamados “dias de campo” propostos pela UEL e que têm como meta envolver a comunidade (agricultores, escolas, Igrejas, clubes de serviço e lideranças comunitárias) na implantação e execução de projetos de recuperação e/ou conservação de microbacias (indicadas pelos municípios da bacia). Nesses dias de campo, a Universidade, com seu corpo técnico, juntamente com técnicos dos demais órgãos participantes, tem a responsabilidade de proferir palestras e orientar práticas adequadas de recuperação e conservação ambiental, cabendo a tarefa de recuperar a área degradada ao dono da terra na qual ela está inserida, entendendo-se esta como a melhor forma de conscientização para os agricultores, que, muitas vezes, estarão reparando seus próprios erros. Da mesma forma como ainda não foram realizados os dias de campo, também não foram indicadas as microbacias a serem recuperadas.

Outra recomendação dos órgãos técnicos, não atendida, foi a implantação de viveiros de produção de mudas nativas em cada município. Esta medida visava descentralizar as ações e baratear o custo das mudas.

A não-execução dessas medidas, em geral está vinculada às políticas implantadas na região, que visam resultados imediatos, faltando aos planejadores e executores dessas políticas incorporar a consciência de que para atingir objetivos relacionados à conservação e recuperação da natureza são necessários investimentos a médio e longo prazos.

Conservar e recuperar o ambiente passa, fundamentalmente, pela resolução de problemas sociais e por mudanças educacionais profundas do indivíduo e da população, pois o ambiente

não é apenas fauna e flora. O homem e suas relações com o capital e o trabalho, a moradia, a educação, o saneamento básico e a saúde, também são questões ambientais.

A bacia do rio Tibagi possui áreas que devem ser preservadas e áreas que estão destruídas mas que podem ser recuperadas. As informações contidas neste livro já são suficientes para subsidiar estratégias de recuperação. Espera-se que a sociedade e os órgãos ambientais se juntem à Universidade e que as estratégias necessárias para melhorar a paisagem da região e a qualidade de vida de todos sejam implementadas.

*Edmilson Bianchini, Moacyr E. Medri, Oscar A. Shibatta e José A. Pimenta*







***Revisão de Texto***

Ivani Cocus

***Revisão de Provas***

Moacy E. Medri  
Edmilson Bianchini  
Oscar A. Shibatta  
José A. Pimenta  
Ivani Cocus

***Formato*** 20,9 x 28,3 cm / ***Tipologia*** Times New Roman /  
***Papel*** Couche Lumimax 150 g/m<sup>2</sup> (capa); Couche Fosco  
Lumimax 90 g/m<sup>2</sup> (miolo) / ***Páginas*** 595 / ***Tiragem*** 1000 /  
Papéis fornecidos por Votorantim Celulose e Papel S/A.

Depósito Legal na Biblioteca Nacional  
Impresso no Brasil / *Printed in Brazil* / 2002