

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

LETÍCIA PENNO DE SOUSA

**ESTUDO DA BIOMASSA E FLORA DE ESTEPES HIDRÓFILAS NO
PARANÁ EM INTERAÇÃO COM O MEIO FÍSICO**

CURITIBA

2013

LETÍCIA PENNO DE SOUSA

**ESTUDO DA BIOMASSA E FLORA DE ESTEPES HIDRÓFILAS NO
PARANÁ EM INTERAÇÃO COM O MEIO FÍSICO**

**Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias
da Universidade Federal do Paraná.**

**Orientador: Dr. Gustavo Ribas Curcio
Co-orientadores: Prof. Dr. Renato Marques
Prof^a Dr^a Carina Kozera**

CURITIBA

2013

DEDICO O ESFORÇO EMPREENDIDO NA REALIZAÇÃO DESTA TRABALHO...

...a Deus, fonte de força e de esperança,

ao meu marido e sempre companheiro Rogério...

*...e aos amigos e demais familiares que torceram sinceramente por mim, e com os
quais sei que realmente vou sempre poder contar.*

AGRADECIMENTOS

Esta é a parte do trabalho científico que trata do que vem somente do coração, por ser destinada a agradecer, como uma singela retribuição à ajuda que todos abaixo me prestaram. Agradeço verdadeiramente:

ao meu marido Rogério, que do começo ao fim esteve ao meu lado, me ajudando a lutar, e também me apoiando carinhosamente no sentido prático, nas diversas tarefas de campo e laboratório, e no sentido intelectual, nas leituras da tese e nas discussões;

ao meu amigo e colega de doutorado e de Embrapa Marcos Rachwal (Caco), pelas trocas de ideias, pelas risadas, pelas possibilidades de desabafos e pela essencial companhia e ajuda em campo;

à Embrapa, pelo apoio financeiro, e ao Helton Damin, então chefe geral, pela liberação para o doutorado;

aos orientadores Gustavo Curcio, Renato Marques e Carina Kozera, pela participação na construção das ideias e pelas lapidações necessárias;

à Alessandra Fidelis e à Kauana Dickow, pela contínua e fundamental paciência e ajuda nas discussões e dúvidas nos temas “quantificação e decomposição de biomassa”;

aos colegas da Embrapa SPM - EPGA (Ponta Grossa - PR), pelo total apoio nas atividades de campo e pela amizade - Osmar, Luciano, Vitor, Paulo, Inês, Angélica, Ana Flávia e Sr. Deraldo;

pelo pleno apoio logístico em Palmas e pela bonita amizade: Klébio, Greici, Sr. Luís, Dona Jandira, Larissa, Carlos e Márcia;

aos alunos, professores e técnicos universitários, pelo trabalho em massa para triar, secar, pesar, moer, ensacar e pela ajuda direta ou indireta nos trabalhos de campo e de laboratório: Letícia de Pierri, Fernando, Jennifer, Caleb, João Lucas, Iva, Dayane, Lucas, Fernanda, Cassieli, Thatiane, Rafael (curso de biologia), André (curso de química), Ilbert, Cris, Letícia (laboratório de Química e Fertilidade do Solo), Aldair, D. Elda, Cleusa, Maria, professores Renato, Valmiqui, Volnei e Motta, Michele, Bianca (UFRGS) e Rafael Voltz; à Simone Amadeu, pelo valoroso auxílio na editoração final da tese;

aos colegas da Embrapa Florestas, que me ajudaram: em campo e em laboratório – Amauri, Carletto, Arnaldo, Ruedi, Leonildo, Ari, Otaíde, Moacir Taverna, Ozias e Cláudia Mara; na solução de dúvidas ou na troca de ideias: Marcos Wrege, Lucília, Elenice, Itamar, Bosco, Edilson, Luziane, Marilice, Carpanezi, Renato Dedecek, Luisão, Cláudia Maia, Paulo Botosso, Bellote, Guilherme Andrade; no apoio logístico, burocrático ou bibliográfico: Betânia, Maristela, Youssef, Nivaldo, José Elias, Carlinhos, Sérgio Landuch, Edenir, Sabiá, Eleusis, Alison, Natália, Miesceslau, Rosana Marques, Arielly, Adriana, Francisca, Simone Sopchak e Elizabeth Câmara;

ao Éder e Kelly pela paciência e pelo completo apoio na estatística;

às várias pessoas que me ajudaram na valiosa tarefa de identificação das espécies: Carina Kozera (espécies de diferentes famílias, em especial Poaceae), Osmar dos Santos Ribas, Juarez Cordeiro, Eraldo Barboza, Marcelo Brotto e Edmilson Ferreira da Costa (Museu Botânico Municipal – espécies de diferentes famílias), Dennis Saridakis (Lentibulariaceae e Droseraceae), Eduardo Lozano (Xyridaceae), Élide dos Santos (Lamiaceae), Eric Smidt (Orchidaceae), Gustavo Heiden (*Baccharis*, Asteraceae), Lilian Eggers (Iridaceae), Julie Henriette Dutilh (Amarylidaceae), Pedro Joel S. Filho (*Rhynchospora*, Cyperaceae), Vinícius Antonio de Oliveira Dittrich (Blechnaceae), Paulo Labiak (demais famílias de pteridófitas), Rony Ristow e Denilson Peralta (Sphagnaceae), Rafael Trevisan (Poaceae e Cyperaceae), Cassiano Welker (*Eleocharis*, Cyperaceae) e Fabiano Maia (*Acisanthera*, Melastomataceae);

aos professores Gerhard Overbeck (UFRGS), Pimenta (UEL), Vinícius Dittrich (UFMG), Gustavo Heiden (USP), Adauto, Marguerite, Thelma e Márcia (departamento de Botânica da UFPR), ao Diego Henriques (doutorando da UFBA), Gustavo Heiden (USP), Jairo Schmitt (FEEVALE), Mauro Paciência (UNESP) e Ângelo Schneider (UFRGS), pelas importantíssimas discussões sobre ecologia, taxonomia e morfologia de plantas;

e aos professores e colegas Alessandra Fidelis, Rosemeri Moro, Márcia Marques, Franklin Galvão, Maurício Scheer e Yoshiko Kuniyoshi, pela aceitação do convite à composição da banca de defesa e pelas sugestões antes e durante a defesa.

RESUMO

Os objetivos desta pesquisa, realizada nos campos hidrófilos de altitude das nascentes do rio Caracará (Ponta Grossa/PR) e do rio da Dama (Palmas/PR), foram: (i) determinar sua composição florística e (ii) comparar a quantidade de biomassa aérea e subterrânea, bem como a decomposição da biomassa aérea, segundo diferentes grupos funcionais e condições físicas do ambiente. As áreas de estudo foram divididas em fisionomias e submetidas a levantamentos planialtimétricos, pedológicos e hidrológicos. O levantamento florístico ocorreu a cada duas semanas ao longo de um ano e as comparações florísticas foram baseadas no Índice de Sørensen. A relação entre as alturas do nível freático e as variáveis físicas foi verificada através da correlação de Spearman, e a relação entre quantidade de biomassa e variáveis físicas, foi feita por uma análise de redundância (RDA). A comparação da quantidade e da decomposição de biomassa foi feita através da ANOVA. Foram coletadas amostras das porções aérea e subterrânea, onde a primeira foi dividida em cinco (Ponta Grossa) e três grupos funcionais (Palmas). Com base nesta divisão, foi feito um ensaio de decomposição utilizando-se *litterbags*. A riqueza florística foi mais baixa comparativamente a outros locais ecologicamente similares, com 12,2 espécies/ha (Ponta Grossa) e de 24,9 espécies/ha (Palmas), consequência provável da homogeneidade ambiental e da intensidade do uso do solo do entorno. Houve relação da altura do nível freático com a pluviosidade referente a dois meses anteriores e com características geopedológicas. Em Ponta Grossa, na fisionomia CA-I (solo plenamente inundado), a biomassa das gramíneas foi menor (406 g m^{-2}) em relação à CG-PI (solo parcialmente inundado) (2067 g m^{-2}), ocorrendo maiores valores para as herbáceas de baixa decomposição (HBD) (CA-I= 801 g m^{-2} e CG-PI= 29 g m^{-2}) e para as arbustivas (CA-I= 858 g m^{-2} e CG-PI= 92 g m^{-2}). As diferenças foram explicadas pela altura do nível freático e espessura do volume hístico, onde menores alturas, ocorridas na CG-PI, foram decorrentes de maiores espessuras (horizonte glei mais profundo), significando possivelmente maior disponibilidade de oxigênio às plantas. Em Palmas, a fisionomia CG-R (solo raso) mostrou os menores valores quanto às gramíneas (1338 g m^{-2}), à biomassa aérea (1385 g m^{-2}), subterrânea (1262 g m^{-2}) e total (2646 g m^{-2}). As menores biomassas relacionaram-se com a menor espessura do volume hístico (horizonte glei mais superficial) e com o relevo circundante menos declivoso, os quais condicionaram fluxos hídricos mais lentos e supostamente menor disponibilidade de oxigênio. As taxas de decomposição foram baixas, entre 0,22 a 0,60 (Ponta Grossa) e de 0,31 a 0,69 (Palmas), e as porcentagens de biomassa remanescente foram elevadas, de 53 a 80% (Ponta Grossa) e de 50 a 73% (Palmas), resultantes sobretudo das altas relações C/N, acima de 30/1, e de algumas condições metodológicas. As menores decomposições foram para os grupos HA (*Sphagnum recurvum*) e HBD e as maiores para as arbustivas (Ponta Grossa), sendo que em Palmas não houve diferença entre os grupos. Distinções de altura de nível freático e/ou pedológicas e geomorfológicas resultaram em diferenças na quantidade, mas não na decomposição de biomassa.

Palavras-chave: Campos Sulinos, nível freático, áreas úmidas, riqueza específica, acumulação de biomassa aérea e subterrânea, decomposição, relação C/N.

ABSTRACT

The objectives of this research project, which was conducted in high altitude wet grasslands on the springs of the Caracara River (Ponta Grossa/PR) and the Dama River (Palmas/PR), were to: (i) determine its floristic composition and (ii) compare above- and below-ground biomass and biomass decomposition under different functional groups and environmental conditions. The study areas were divided into categories based on vegetation physiognomy and later subjected to planialtimetric, pedological, and hydrological surveys. The floristic survey occurred every two weeks over one year and floristic comparisons were based on the Sørensen index. The relationship between water table depth and physical variables was analyzed through Spearman correlation and the relationship between biomass and physical variables was evaluated using redundancy analysis (RDA). The comparison of amount of biomass and of decomposition was performed using ANOVA. Samples were collected from above- and below-ground sections and below-ground biomass was divided into five (Ponta Grossa) and three functional groups (Palmas). Based on this division, a decomposition trial was done using litterbags. The results showed that the floristic richness was low compared to other ecologically similar sites, with 12.2 species/ha (Ponta Grossa) and 24.9 species/ha (Palmas), likely the consequence of environmental homogeneity and intense land-use activities in the immediate vicinity. There was correlation between the water table depth and the amount of rainfall over the previous two months and with geopedological features. Category CA-I (totally overflowing soil) (Ponta Grossa) had a lower graminoids biomass (406 g m^{-2}) than CG-PI (partially overflowing soil) (2067 g m^{-2}), but a greater proportion of slow decomposing herbaceous plants (SDH) (*Blechnum* spp.) (CA-801 I = 1 g m^{-2} and CG-PI = 29 g m^{-2}) and shrubs (CA-I 858 = 1 g m^{-2} and CG-PI = 92 g m^{-2}). Differences in biomass were due to water table depth and histic layer thickness, where shallower water table depths, occurring in CG-PI, were related to a greater thickness of the histic layer (deeper gley horizon), possibly resulting in greater oxygen availability for plants. In the Palmas study area, category CG-R (shadow soil) showed the lowest values in relation to graminoids (1338 g m^{-2}), above-ground (1385 g m^{-2}), below-ground (1262 g m^{-2}) and total biomass (2646 g m^{-2}). The lowest amounts of biomass were related to the smallest histic layer thickness and to the low degree of slope in the surrounding relief, which reduce the water flow and probably determine the lowest oxygen availability. The decomposition rates were low, from 0.22 to 0.60 (Ponta Grossa) and 0.31 to 0.69 (Palmas), and the remaining biomass was high, from 53 to 80% (Ponta Grossa) and 50 to 73% (Palmas). These results are mainly related to high C/N ratios, which were above 30/1, and to some methodological conditions. The lowest levels of decomposition were for the functional group composed of *Sphagnum recurvum* and SDH and the highest were for shrubs (Ponta Grossa), so in Palmas no differences were found among groups. Differences in water table depth and/or pedological and geomorphological features have impact on the amount of biomass but not on decomposition.

Key-words: Wet grasslands, species richness, water table, above- and below-ground biomass accumulation, decomposition, C/N ratio.

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1.	Localização da área de estudo. Bacia do rio Caracará, afluente do rio Tibagi, Ponta Grossa, PR.....	21
Figura 2.	Localização geográfica da área de estudo, Ponta Grossa, PR, Brasil.....	21
Figura 3.	Mapa planialtimétrico da nascente do rio Caracará, Ponta Grossa, PR, com a localização das fisionomias (CG-PI, CA-I e CG-D), das parcelas de biomassa e dos poços hídricos.....	22
Figura 4.	Localização área de estudo. Bacia do rio da Dama, afluente do rio Chopim, Palmas, PR.....	25
Figura 5.	Localização geográfica da área da nascente do rio da Dama, Palmas, PR, Brasil.....	25
Figura 6.	Mapa planialtimétrico da área com vegetação hidrófila da nascente do rio da Dama, Palmas, PR, com localização das fisionomias, das parcelas de biomassa e dos poços hídricos.....	26

CAPÍTULO I

Figura 1.	Mapa fitogeográfico do estado do Paraná e a vegetação campestre do bioma Mata Atlântica (Estepe Gramíneo-Lenhosa, de acordo com IBGE, 2012): Campos de Curitiba (indicado com o município de mesmo nome); Campos Gerais (ponto vermelho), Campos de Palmas (ponto roxo) e Campos de Guarapuava (ponto preto).....	29
Figura 2.	Fisionomias. a. Campo graminoso em Organossolo parcialmente inundado (CG-PI) e b. campo arbustivo em Organossolo inundado (CA-I). Ponta Grossa, PR.....	42
Figura 3.	Fisionomias. a. Campo arbustivo em Organossolo profundo (CA-P), ao fundo, junto à elevação do relevo. b. Campo graminoso em Organossolo pouco profundo (CG-PP). c. Campo graminoso em Organossolo raso (CG-R). Palmas, PR.....	43
Figura 4.	a. <i>Baccharis sphagnophila</i> A.A. Schneid. & G.Heiden, primeiro registro para o Paraná. b. <i>Hippeastrum santacatrina</i> (Traub) Dutilh (Palmas, PR) e c. <i>Cyanaeorchis arundinae</i> (Rchb.f.) Barb.Rodr. (Ponta Grossa, PR), duas espécies enquadradas na Lista Vermelha de Plantas Ameaçadas de Extinção no Estado do Paraná.....	44

CAPÍTULO II

Figura 1.	Coleta e triagem de biomassa. a. Moldura de 0,5 m x 0,5 m para coleta de biomassa aérea. b. Coleta da biomassa subterrânea (0,25 cm x 0,25 cm). c. Triagem da biomassa aérea. d. Triagem da biomassa subterrânea, com retirada da base da porção aérea.....	68
Figura 2.	Flutuação do nível freático conjugada à precipitação acumulada mensal entre maio de 2010 e outubro de 2011 (PP (mm)) e da precipitação acumulada mensal entre 1976 e 2005 (PP 30 anos	

	(mm)). NF - CG-PI: nível freático da fisionomia CG-PI (campo gramíneo em Organossolo parcialmente inundado); NF - CA-I: nível freático da fisionomia CA-I (campo arbustivo em Organossolo inundado). Ponta Grossa, PR.....	71
Figura 3.	Análise de redundância canônica (RDA) entre as biomassas aérea (BA), subterrânea (BS) e total (BT) e as variáveis pedológicas (espessura do volume hístico) e hidrológicas (NF – altura do nível freático) de todas as fisionomias das duas áreas de estudo (Ponta Grossa e Palmas).....	74
Figura 4.	Flutuação do nível freático conjugada à precipitação acumulada mensal entre maio de 2010 e outubro de 2011 (PP (mm)) e da precipitação acumulada mensal entre 1976 e 2005 (PP 30 anos (mm)). NF – CA-P: nível freático da fisionomia CA-P (campo arbustivo em Organossolo profundo); NF- CG-PP: nível freático da fisionomia CG-PP (campo gramíneo em Organossolo pouco profundo); NF – CG-R: nível freático da fisionomia CG-R (campo gramíneo em Organossolo raso). Palmas, PR.....	76
Figura 5.	Área foco de estudo e entorno imediato – as setas vermelhas maiores denotam contribuição de água para as fisionomias CA-P (campo arbustivo em Organossolo profundo) e CG-PP (campo gramíneo em Organossolo pouco profundo) e as pretas para a fisionomia CG-R (campo gramíneo em Organossolo raso).....	85
Figura 6.	Primeiro plano, fisionomia CG-PP (campo gramíneo em Organossolo pouco profundo) e ao fundo fisionomia CA-P (campo arbustivo em Organossolo profundo) sob influência de rampa declivosa.....	85
Figura 7.	Fisionomia CG-R (campo gramíneo em Organossolo raso), à direita, com círculo preto. Relevo marginal, com rampas mais longas e suaves. Início da nascente, circulada em preto, à esquerda.....	86

CAPÍTULO III

Figura 1.	Disposição dos sacos de decomposição: a. Campo gramíneo em Organossolo drenado (CG-D, Ponta Grossa); b. Campo gramíneo em Organossolo raso (CG-R) (Palmas); c. Grupo funcional HA (herbácea avascular - <i>Sphagnum recurvum</i>) da fisionomia CA-I (campo gramíneo em Organossolo inundado, Ponta Grossa): vista de cima dos sacos de decomposição (pontos vermelhos).....	106
Figura 2.	Biomassa remanescente dos grupos funcionais, segundo as fisionomias e em quatro retiradas dos sacos de decomposição (29, 129, 233 e 384 dias). ARB: arbustivas; GRA: gramíneos; HA: herbácea avascular; HBD: herbáceas de baixa decomposição. Ponta Grossa, PR.....	109
Figura 3.	Biomassa remanescente dos grupos funcionais, segundo as fisionomias e em quatro retiradas dos sacos de decomposição (28, 130, 223 e 384 dias). ARB: arbustivas; GRA: gramíneos; HS: herbáceo-subarbustivas. Palmas, PR.....	114

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1.	Grupos funcionais e a correspondência às formas de crescimento utilizadas na lista de espécies.....	30
Tabela 2.	Número de famílias, gêneros e espécies de angiospermas, pteridófitas e briófitas da nascente do rio Caracará, Ponta Grossa, PR.....	33
Tabela 3.	Lista de espécies do campo hidrófilo da nascente do rio Caracará, Ponta Grossa, PR. Formas de crescimento (adaptadas do Protocolo de Cornelissen, 2003): hb - herbáceas; sb - subarbustivas; ab – arbustivas; N ^o coletor – número de coletor; N ^o MBM – número de depósito do herbário do Museu Botânico Municipal de Curitiba. PR).....	35
Tabela 4.	Número de famílias, gêneros e espécies de angiospermas e pteridófitas da nascente do rio da Dama, Palmas, PR.....	37
Tabela 5.	Lista de espécies do campo hidrófilo da nascente do rio da Dama, Palmas, PR. Formas de crescimento (adaptadas do Protocolo de Cornelissen, 2003): hb - herbáceas; sb - subarbustivas; ab – arbustivas; N ^o col. – número de coletor; N ^o MBM – número de depósito do herbário do Museu Botânico Municipal de Curitiba.....	39
Tabela 6.	Índices de similaridade e número de espécies em comum entre os levantamentos florísticos das nascentes do rio Caracará e do rio Dama e destes com Andrade et al. (2011) e Kozera et al. (2012)....	48
Tabela 7.	Relação de espécies em comum entre os levantamentos da nascente do rio Caracará e os de Andrade et al. (2011) e de Kozera et al. 2012. hd – espécie pelo menos hidrófila; hg/ms – espécie higrófila e/ou mesófila. *Espécies em comum entre as duas áreas deste estudo. ¹ Apenas espécies hidrófilas.....	50
Tabela 8.	Relação de espécies em comum entre os levantamentos florísticos da nascente do rio da Dama, e os de Andrade et al. (2011) e Kozera et al. (2012). hd – espécie pelo menos hidrófila; hg/ms – espécie higrófila e/ou mesófila.* Espécies em comum entre as áreas das duas nascentes em estudo. ¹ Apenas espécies hidrófilas.....	52

CAPÍTULO II

Tabela 1.	Delineamento da distribuição das parcelas de biomassa em Ponta Grossa e Palmas, PR.....	66
Tabela 2.	Grupos funcionais da biomassa. Ponta Grossa e Palmas, PR.....	67
Tabela 3.	Médias e desvio padrão (g m ⁻²) de biomassa aérea (BA), biomassa subterrânea (BS) e biomassa total (BT) comparada entre fisionomias. Ponta Grossa, PR.....	72
Tabela 4.	Médias, desvio padrão (g m ⁻²) da biomassa dos grupos funcionais comparada entre as três fisionomias. Ponta Grossa, PR.....	73
Tabela 5.	Resultados análise de redundância canônica (RDA) efetuada entre a matriz de biomassas (total, aérea e subterrânea) e a matriz de variáveis pedológicas (espessura do volume hístico) e	

	hidrológicas (altura do nível freático) das duas áreas de estudo (Ponta Grossa e Palmas).....	74
Tabela 6.	Médias e desvio padrão (g m^{-2}) de biomassa aérea (BA), biomassa subterrânea (BS) e biomassa total (BT) comparadas entre fisionomias. Palmas, PR.....	77
Tabela 7	Médias, desvio padrão (g m^{-2}) da biomassa dos grupos funcionais comparada entre as três fisionomias. Palmas, PR.....	77

CAPÍTULO III

Tabela 1.	Grupos funcionais da biomassa. Ponta Grossa e Palmas, PR.....	103
Tabela 2.	Número e peso dos sacos de decomposição por grupo funcional. Ponta Grossa, PR.....	104
Tabela 3.	Número e peso dos sacos de decomposição por grupo funcional. Palmas, PR.....	105
Tabela 4.	Taxa de decomposição (k), R^2 e valores P em função da regressão exponencial ($W_t = W_0 \cdot e^{-k \cdot t}$). Ponta Grossa, PR.....	110
Tabela 5.	Médias e desvio padrão da biomassa remanescente dos grupos funcionais comparados dentro das fisionomias (letras maiúsculas) e entre fisionomias (letras minúsculas). Ponta Grossa, PR.....	111
Tabela 6.	Médias e desvio padrão das taxas de decomposição finais dos grupos funcionais comparados dentro das fisionomias (letras maiúsculas) e entre fisionomias (letras minúsculas). Ponta Grossa, PR.....	111
Tabela 7.	Tempo necessário para decompor 50, 95 e 99% da biomassa, para cada grupo funcional. Ponta Grossa, PR.....	112
Tabela 8.	Relação C/N de cada grupo funcional nas diferentes fisionomias. Ponta Grossa, PR.....	112
Tabela 9.	Taxa de decomposição (k), R^2 e valores P em função da regressão exponencial ($W_t = W_0 \cdot e^{-k \cdot t}$). Palmas, PR.....	115
Tabela 10.	Médias e desvio padrão da biomassa remanescente dos grupos funcionais comparados dentro das fisionomias (letras maiúsculas) e entre fisionomias (letras minúsculas). Palmas, PR.....	115
Tabela 11.	Médias e desvio padrão das taxas de decomposição finais dos grupos funcionais comparados dentro das fisionomias (letras maiúsculas) e entre fisionomias (letras minúsculas). Palmas, PR...	116
Tabela 12.	Tempo necessário para decompor 50, 95 e 99% da biomassa, para cada grupo funcional. Palmas, PR.....	117
Tabela 13.	Relação C/N de cada grupo funcional nas diferentes fisionomias. Palmas, PR.....	116

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	15
2	MATERIAL E MÉTODOS	18
2.1	CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO	18
2.1.1	Nascente do rio Caracará.....	18
2.1.2	Nascente do rio da Dama.....	23

CAPÍTULO I FLORÍSTICA DE CAMPOS HIDRÓFILOS NOS CAMPOS GERAIS (PONTA GROSSA, PR) E NOS CAMPOS DE PALMAS (PALMAS, PR)

1	INTRODUÇÃO	27
2	PROCEDIMENTO METODOLÓGICO	29
2.1	Levantamento florístico.....	29
2.1.1	Informações adicionais.....	31
2.2	Comparações florísticas.....	32
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
3.1	Levantamento florístico.....	32
3.1.1	Nascente do rio Caracará.....	32
3.1.2	Nascente do rio da Dama.....	37
3.2	Comparações florísticas.....	45
3.2.1	Riqueza de espécies.....	45
3.2.2	Índices de similaridade.....	47
4	CONCLUSÕES	54
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	55
	REFERÊNCIAS	56

CAPÍTULO II QUANTIFICAÇÃO DA BIOMASSA AÉREA E SUBTERRÂNEA

1	INTRODUÇÃO	62
2	PROCEDIMENTO METODOLÓGICO	64
2.1	Coleta de dados meteorológicos.....	64
2.2	Medições do nível freático.....	65
2.3	Coleta e triagem da biomassa.....	65
2.4	Análise estatística.....	68
2.4.1	Relação entre o nível freático e as variáveis meteorológicas.....	68
2.4.2	Comparação da biomassa entre fisionomias.....	69
2.4.3	Relação entre a biomassa e as variáveis físicas.....	69
3	RESULTADOS	70
3.1	Nascente do rio Caracará.....	70
3.1.1	Relação entre o nível freático e as variáveis meteorológicas.....	70
3.1.2	Comparação da biomassa entre fisionomias.....	72
3.2	Nascente do rio da Dama.....	75
3.2.1	Relação entre o nível freático e as variáveis meteorológicas.....	75

3.2.2	Comparação da biomassa entre fisionomias.....	76
4	DISCUSSÃO.....	78
4.1	Nascente do rio Caracará.....	78
4.1.1	Relação entre o nível freático e as variáveis físicas.....	78
4.1.2	Comparação da biomassa entre fisionomias e a relação com meio físico.....	79
4.2	Nascente do rio da Dama.....	84
4.2.1	Relação entre o nível freático e as variáveis físicas.....	84
4.2.2	Comparação da biomassa entre fisionomias e a relação com meio físico.....	86
5	CONCLUSÕES.....	91
5.1	Gerais.....	91
5.2	Nascente do rio Caracará.....	91
5.3	Nascente do rio da Dama.....	92
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	93
	REFERÊNCIAS.....	94

CAPÍTULO III DECOMPOSIÇÃO DA BIOMASSA AÉREA

1	INTRODUÇÃO.....	99
2	PROCEDIMENTO METODOLÓGICO.....	101
2.1	Medições do nível freático.....	101
2.2	Ensaio de decomposição.....	102
2.2.1	Coleta e preparação do material biológico.....	102
2.2.2	Instalação do ensaio de decomposição.....	103
2.3	Relação C/N dos grupos funcionais.....	105
2.4	Cálculos.....	107
2.5	Análise estatística.....	107
3	RESULTADOS.....	108
3.1	Nascente do rio Caracará.....	108
3.1.1	Biomassa remanescente.....	108
3.1.2	Taxa de decomposição.....	111
3.1.3	Tempo para decomposição de 95 e 99% da biomassa.....	111
3.1.4	Relação C/N.....	112
3.2	Nascente do rio da Dama.....	113
3.2.1	Biomassa remanescente.....	113
3.2.2	Taxa de decomposição.....	115
3.2.3	Tempo para decomposição de 50, 95 e 99% da biomassa.....	115
3.2.4	Relação C/N.....	116
4	DISCUSSÃO.....	116
4.1	Nascente do rio Caracará.....	116
4.1.1	Comparação dos grupos funcionais dentro das fisionomias.....	117
4.1.2	Comparação dos grupos funcionais entre fisionomias.....	119
4.2	Nascente do rio da Dama.....	120
4.2.1	Comparação dos grupos funcionais dentro das fisionomias.....	120
4.2.2	Comparação dos grupos funcionais entre fisionomias.....	121
4.3	Decomposição global nas duas áreas de estudo.....	121

5	CONCLUSÕES.....	124
5.1	Gerais.....	124
5.2	Nascente do rio Caracará.....	124
5.3	Nascente do rio da Dama.....	125
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	126
	REFERÊNCIAS.....	127
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS GERAIS.....	132
	REFERÊNCIAS (<i>Introdução Geral e Considerações Finais Gerais</i>).....	133

1 INTRODUÇÃO GERAL

As formações campestres estão distribuídas em todos os biomas brasileiros. No sul do Brasil, pertencem a dois dos biomas brasileiros: o Pampa e o da Mata Atlântica. O primeiro é presente na metade sul do estado do Rio Grande do Sul (IBGE, 2012), em menores altitudes. No bioma Mata Atlântica, a vegetação campestre situa-se nas porções mais elevadas nos planaltos dos três estados sulinos e é especificamente designada de *Estepe Gramíneo-Lenhosa* pelo IBGE (LEITE, 2002; IBGE, 2012), ou ainda de *campos de altitude* (OVERBECK *et al.*, 2007), termo adotado também na legislação (BRASIL, 2010), contudo sem delimitação altitudinal. De forma menos expressiva, os campos também têm ocorrência nas fisionomias abertas do Bioma Cerrado, representados por pequenos fragmentos disjuntos no nordeste do Paraná, limite sul de sua distribuição (RITTER *et al.*, 2010).

No início do último período pós-glacial, no Pleistoceno, os campos no sul do Brasil possuíam larga distribuição (BEHLING & LICHTER, 1997). A partir do Holoceno, cerca de quatro mil anos atrás, o clima passou a ser mais quente, mas ainda seco, tornando-se quente e úmido e propício à expansão das florestas, marcadamente a partir de 1100 anos AP (BEHLING *et al.*, 2007; PESSENDA *et al.*, 2009). Todavia, as formações campestres ainda persistiram e sob algumas condições específicas (MAACK, 1981), dentre elas, pela ação antrópica. Ocorrida de longa data, à base de deflorestamentos e de queimadas praticados pelas populações indígenas no período pré-cabralino, foi intensificada com a chegada dos europeus e pelo pisoteio do gado por eles introduzido (BEHLING *et al.*, 2009). Os solos permanentemente encharcados representam outra condição para a existência da vegetação campestre e sem a possibilidade do estabelecimento de florestas (MAACK, 1981).

No Paraná, os campos localizam-se a partir de 800 m de altitude, com distribuição nos três planaltos do estado, associados à Floresta Ombrófila Mista. Nos relevos forte ondulados a escarpados da Serra do Mar, encontram-se entremeadas à Floresta Ombrófila Densa Altomontana, em altitudes que variam de 1400 m até próximo a 1950 m, ocorrendo neste caso, como refúgios ecológicos altomontanos (IBGE, 2012), sendo por esta razão, comumente denominados de *campos altomontanos*. Estas regiões são ocupadas por uma importante parcela de áreas hidromórficas, compostas também por grande quantidade de nascentes.

Tais regiões são providas de expressiva quantidade de água decorrente das elevadas altitudes e da localização geográfica, as quais favorecem a condensação de massas de ar úmido provenientes a sudeste do Oceano Atlântico, e do noroeste, da Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) e menos significativamente da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) (GRIMM, 2009). Desta maneira, formam ambientes com grandes reservas de água, abastecendo aquíferos livres e confinados (EWEL, 1990). Tal condição lhes atribui potencial para inserção nas chamadas “Áreas Úmidas” (*wetlands*) (KLØVE *et al.*, 2011), que vêm ganhando cada vez mais importância mundial no âmbito da conservação e uso sustentável, desde a Convenção de Ramsar, realizada no Irã, em 1971 (RAMSAR, 2012), a qual foi ratificada pelo Brasil no ano de 1993.

Estes ambientes estão situados principalmente sobre Organossolos, e por esta razão, são especialmente armazenadores de carbono orgânico, podendo alcançar patamares próximos a 600 Mg C ha⁻¹ (RACHWAL, 2013; SCHEER *et al.*, 2013). Estes elevados estoques resultam em grande quantidade de carga elétrica, que em conjunto com a alta porosidade do solo (ILNICKI & ZEITZ, 2003), conferem importante capacidade de armazenamento e filtragem de água, e de manutenção e regularização dos sistemas hidrológicos de bacias (STEVENSON, 1994; KAMPF; CURI 2000).

Os materiais orgânicos que originam os Organossolos exercem influência nas suas propriedades morfológicas, físicas e químicas (VALLADARES, 2003; ANJOS *et al.*, 2008). Paralelamente, aspectos geomorfológicos exercem também influência sobre o regime hídrico destes solos, e especialmente em ecossistemas próprios de áreas úmidas, sobre a flutuação do nível freático (CURCIO, 2006; ALVAREZ-COBELAS; CIRUJANO 2007, KLØVE *et al.*, 2011, KOZERA *et al.*, 2012). As variáveis geopedológicas e hidrológicas, por sua vez, imprimem variações consideráveis na composição e na estrutura da vegetação (ARAÚJO *et al.*, 2002; CURCIO, 2006; ALVAREZ-COBELAS; CIRUJANO, 2007; KOZERA *et al.*, 2012).

Além de todos estes atributos, estes ambientes são considerados Áreas de Preservação Permanente (APP's) (BRASIL, 2012) pelo fato de constituírem banhados e/ou nascentes. Esta condição faz com que estas áreas hidromórficas possam representar, pela obrigação legal, significativas porções para conservação de sua flora e de seu ambiente como um todo. Ainda, e tão importante quanto, estes ecossistemas são possuidores de grande riqueza específica de plantas, própria das

formações campestres (KLEIN, 1975, 1984; BOLDRINI, 2002; BOLDRINI, 2009; BOLDRINI *et al.*, 2009; BOLDRINI *et al.*, 2010).

Todas as questões apresentadas foram estimuladoras na busca do conhecimento e entendimento do funcionamento e da riqueza destes ecossistemas muito menos estudados que os campos mesófilos, embora tão respeitáveis por suas funções ecológicas. São ao mesmo tempo frágeis pela suscetibilidade à drenagem, à contaminação química e biológica (particularmente por espécies do gênero *Pinus*), e à conversão em lavouras e monoculturas florestais, em virtude da baixa resiliência ambiental que possuem (ZILLER & GALVÃO, 2002; OVERBECK *et al.*, 2007; NETO & ROCHA, 2007)

Com base na alta riqueza inerente às formações campestres do Sul do Brasil e no entendimento de que o funcionamento de ecossistemas constituídos por vegetação hidrófila e Organossolos é fortemente dependente do ciclos de formação e decomposição da biomassa, e que ambos os processos podem variar segundo diferentes condições geopedológicas e hidrológicas, pretendeu-se: i) complementar dados de composição florística da vegetação campestre hidrófila do Bioma Mata Atlântica no Paraná; ii) quantificar a biomassa aérea e subterrânea, assim como estimar a decomposição da biomassa aérea, com base em diferentes grupos funcionais e condições físicas do ambiente.

2 MATERIAL E MÉTODOS

A caracterização das duas áreas de estudo é apresentada nesta parte inicial da tese, em virtude de ser comum entre os três capítulos elaborados. Foram eles:

CAPÍTULO I - Florística de campos hidrófilos nos Campos Gerais (Ponta Grossa, PR) e nos Campos de Palmas (Palmas, PR)

CAPÍTULO II - Quantificação da biomassa aérea e subterrânea

CAPÍTULO III - Decomposição da biomassa aérea

2.1 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO

Os dois locais de estudo, um deles localizado em Ponta Grossa e outro em Palmas, foram estabelecidos em duas nascentes das regiões campestres mais significativas do estado do Paraná em termos de superfície: os Campos Gerais, no Segundo Planalto, e os Campos de Palmas, no Terceiro Planalto (MAACK, 1981; MELO *et al.*, 2007).

2.1.1 Nascente do rio Caracará

Esta área de estudo abrange 6,0 ha de uma das nascentes do rio Caracará, pertencente à bacia do rio Tibagi (Figura 1). Está localizada no município de Ponta Grossa, PR (Figura 2) (propriedade da Embrapa Serviço de Produtos e Mercado – Escritório de Ponta Grossa), na região dos Campos Gerais (25°09' S e 50°05' W), a 860 metros de altitude.

Situa-se no Segundo Planalto Paranaense, no reverso da Escarpa Devoniana, a qual é constituída por rochas sedimentares do Paleozoico da Formação Ponta Grossa, Grupo Paraná (MINEROPAR, 2001).

O clima é do tipo Cfb, temperado, com temperatura média no mês mais frio abaixo dos 18 °C, com verões frescos, temperatura média no mês mais quente abaixo de 22 °C e sem estação seca definida (CAVIGLIONE *et al.*, 2000), com

precipitação anual de 1669 mm (WREGGE *et al.*, 2011).

A vegetação é classificada oficialmente como Estepe Gramíneo-Lenhosa (IBGE, 2012). A opção do termo “estepe” apresentado no título da tese, foi em função da classificação oficial da vegetação brasileira adotada pelo IBGE (2012). Todavia, ao longo dos capítulos, preferiu-se utilizar simplesmente “campo”, dada à contradição fisionômica e climática em comparação à denominação original, própria da Patagônia e das regiões holoárticas.

Todos os estudos foram realizados em áreas com vegetação campestre, denominada neste trabalho de *campos hidrófilos*, sob o critério de situarem-se sobre *solos hidromórficos*, ou seja, com nível freático a partir de - 50 cm de altura, podendo ultrapassar a superfície do solo (KOZERA *et al.*, 2012). Nestes ambientes predominam Organossolos, os quais são delimitados nesta área de estudo por uma estreita faixa de solos semi-hidromórficos (Figura 3).

A nascente foi submetida a um levantamento planialtimétrico na escala de 0,5 m entre curvas de nível, com Estação Total Leica série TPS 705, classe de precisão de 5". Posteriormente foi efetuado um levantamento de solos detalhado, obtendo-se especialmente variações das espessuras do volume hístico (conjunto de horizontes hísticos) e profundidades dos horizontes minerais de subsuperfície (Cg), necessários à classificação pedológica.

Foram reconhecidas duas fitofisionomias delimitadas de acordo com o predomínio de algumas espécies e/ou grupos funcionais (ver critérios de definição no Capítulo I):

- **Campo graminoso em Organossolo ¹parcialmente inundado (CG-PI)** – predomínio de graminoides e da espécie arbustiva *Baccharis milleflora* (Less.) DC. Está sobre Organossolo Háptico Sáprico típico com espessura de volume hístico de 100 cm, e menos comumente, com 80 cm, e com saturação hídrica parcial (nível freático em grande parte do ano abaixo da superfície do solo). É formada por uma área de grande dimensão (200 m de largura em média, por 260 m de comprimento) e com baixas declividades, em média de 2%, condicionando fluxos difusos de água;

¹ Parcialmente inundado – termo adaptado da pedologia e empregado para possibilitar a distinção entre as denominações das duas fisionomias, derivadas de diferenças na altura do nível freático.

- **Campo arbustivo em Organossolo inundado (CA-I)** – predomínio de plantas arbustivas (*B. milleflora* e *Ludwigia sericea* (Cambess.) H.Hara) e de pteridófitas do gênero *Blechnum* (*Blechnum cordatum* (Desv.) Hieron. e *B. schomburgkii* (Klotzsch) C.Chr.). Está sobre Organossolo Háplico Sáprico térrico com 60 a 70 cm de espessura de volume hístico, e com saturação hídrica plena (nível freático em grande parte do ano acima da superfície do solo). Situa-se na porção inferior (final) da nascente e possui dimensões mais reduzidas (25 a 40 m de largura por 50 m de comprimento) e com declividades maiores, 5% em média, formando fluxos de água mais concentrados;
- **Campo graminoso drenado (CG-D)** – área da fisionomia CG-PI submetida à drenagem, realizada em setembro de 2010 em função de uma pesquisa sobre emissão de gases de efeito estufa (RACHWAL, 2013). O dreno possui forma retangular de 30 x 10 m (Figura 3) e canais de larguras entre 1,2 a 1,5 m por 65 cm de profundidade. O interior do retângulo formado pela abertura do dreno foi um dos locais utilizados para o estudo da decomposição da biomassa.



Figura 1 - Localização da área de estudo. Bacia do rio Caracará, afluente do rio Tibagi, Ponta Grossa, PR.

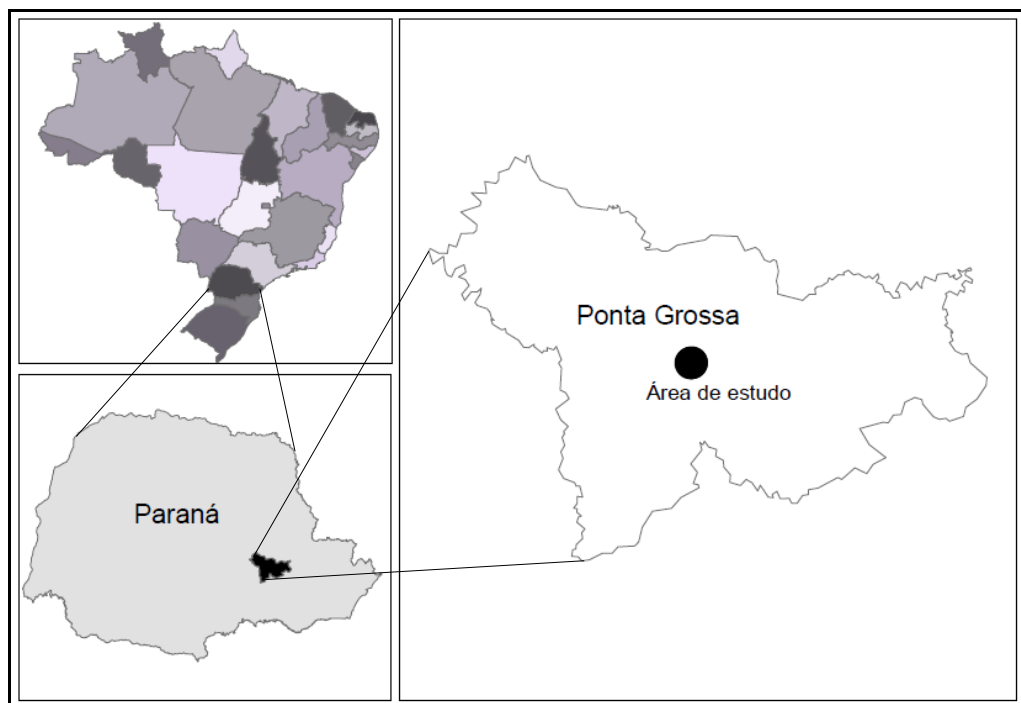


Figura 2 - Localização geográfica da área de estudo, Ponta Grossa, PR, Brasil.

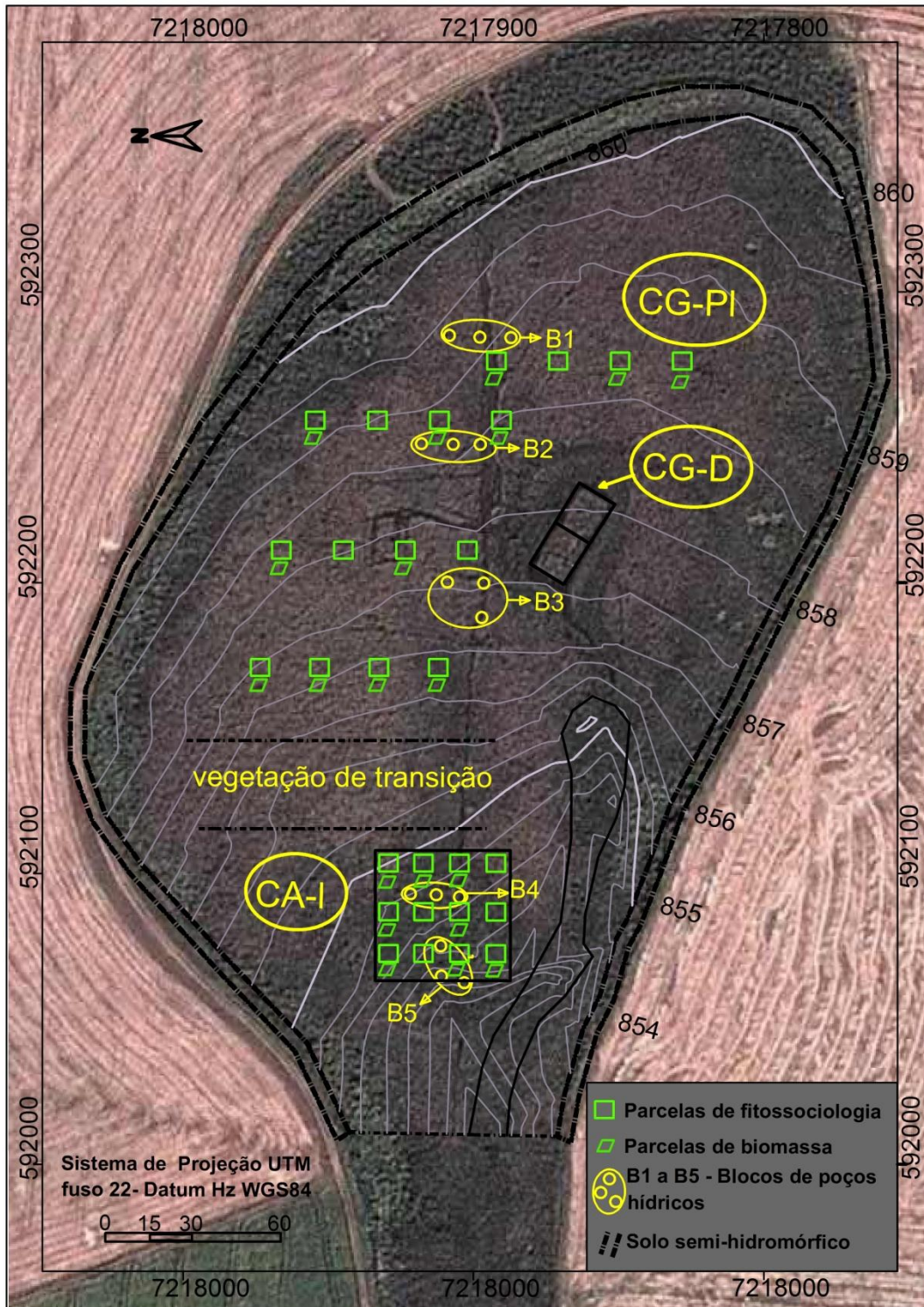


Figura 3 - Mapa planialtimétrico da nascente do rio Caracará, Ponta Grossa, PR, com a localização das fisionomias (CG-PI, CA-I e CG-D), das parcelas de biomassa e dos poços hídricos (parcelas e poços hídricos da fisionomia CG-D - estabelecidas respectivamente na parte superior e inferior da área interna do dreno; parcelas de fitossociologia - pesquisa realizada em paralelo, *dados não publicados*).

2.1.2 Nascente do rio da Dama

A área de estudo possui 3,9 ha do total de 7,1 ha da nascente pertencente ao rio da Dama, um dos afluentes do rio Chopim (Figura 4). Está localizada no município de Palmas, PR (Figura 5), na região dos Campos de Palmas, especificamente na propriedade Coxilhão (26° 34´ S e 51° 41´ W), entre 1260 a 1279 metros de altitude.

Situa-se no Terceiro Planalto paranaense, na Serra da Boa Esperança ou “Escarpa Triássico-Jurássica”, continuação ininterrupta da Serra Geral de Santa Catarina (MAACK, 1981). A área é modelada em substrato eruptivo-riolítico, composta por rochas ácidas originadas do Mesozoico e pertencentes à Formação Serra Geral (MINEROPAR, 2001).

O clima é do tipo Cfb, temperado, com temperatura média no mês mais frio abaixo dos 18° C, com verões frescos, temperatura média no mês mais quente abaixo de 22° C e sem estação seca definida (CAVIGLIONE *et al.*, 2000), com precipitação anual de 2241,0 mm (WREGGE *et al.*, 2011).

O tipo de vegetação em escala regional e local é a mesma que a identificada na nascente do rio Caracará. Foram constatadas três fitofisionomias, as quais foram caracterizadas também pelo levantamento planialtimétrico e de solos. Cada uma delas foi delimitada de acordo com o predomínio de algumas espécies ou grupos funcionais e de acordo com a altura predominante das espécies gramíneas:

- **Campo arbustivo sobre Organossolo ²profundo (CA-P)** – com predomínio da espécie arbustiva *Ludwigia sericea* (Cambess.) H. Hara., a qual ocorre associada a espécies gramíneas, sobretudo *Eleocharis nudipes* (Kunth) H. Pfeiff. (Cyperaceae), com alturas entre 65 a 110 cm. Está sobre Organossolo Háplico Hêmico típico, com espessura do volume hístico de 100 a 150 cm. Tem superfície de dimensões de 17 a 30 m de largura e 105 m de comprimento. Possui declividades entre 0 a 2%, sendo limitada lateralmente, na margem direita da nascente, por uma rampa curta e de declividades entre 3 a 17%, formando-se fluxos hídricos concentrados;

² Classes de espessura do *sólum* adaptadas do Sistema de Classificação de Solos da Embrapa (SANTOS *et al.*, 2006).

- **Campo graminoso sobre Organossolo ³pouco profundo (CG-PP)** – vegetação com predomínio de espécies graminoides, compostas principalmente por *E. nudipes*, com altura entre 65 a 110 cm. Está sobre Organossolo Háplico Hêmico típico com espessura do volume hístico de 80 a 120 cm. Possui dimensões de 20 a 60 m de largura por 135 m de comprimento e declividades entre 0 a 2%, com fluxos hídricos semelhantes à fisionomia CA-P (concentrados);
- **Campo graminoso sobre Organossolo ³raso (CG-R)** – porção da área onde há o predomínio de graminoides (sobretudo com *E. nudipes*) com altura entre 35 a 65 cm. Está sobre Organossolo Háplico Sáprico terrico, com espessura do volume hístico de 50 a 60 cm e tem dimensões de 15 a 45 m de largura por 70 m de comprimento. Compreende declividades entre 0 a 2%, sendo limitada lateralmente pela margem esquerda da nascente, com declividades entre 3 a 5%, formando fluxos hídricos difusos.

³ Classes de espessura do *sólum* adaptadas do Sistema de Classificação de Solos da Embrapa (SANTOS *et al.*, 2006).

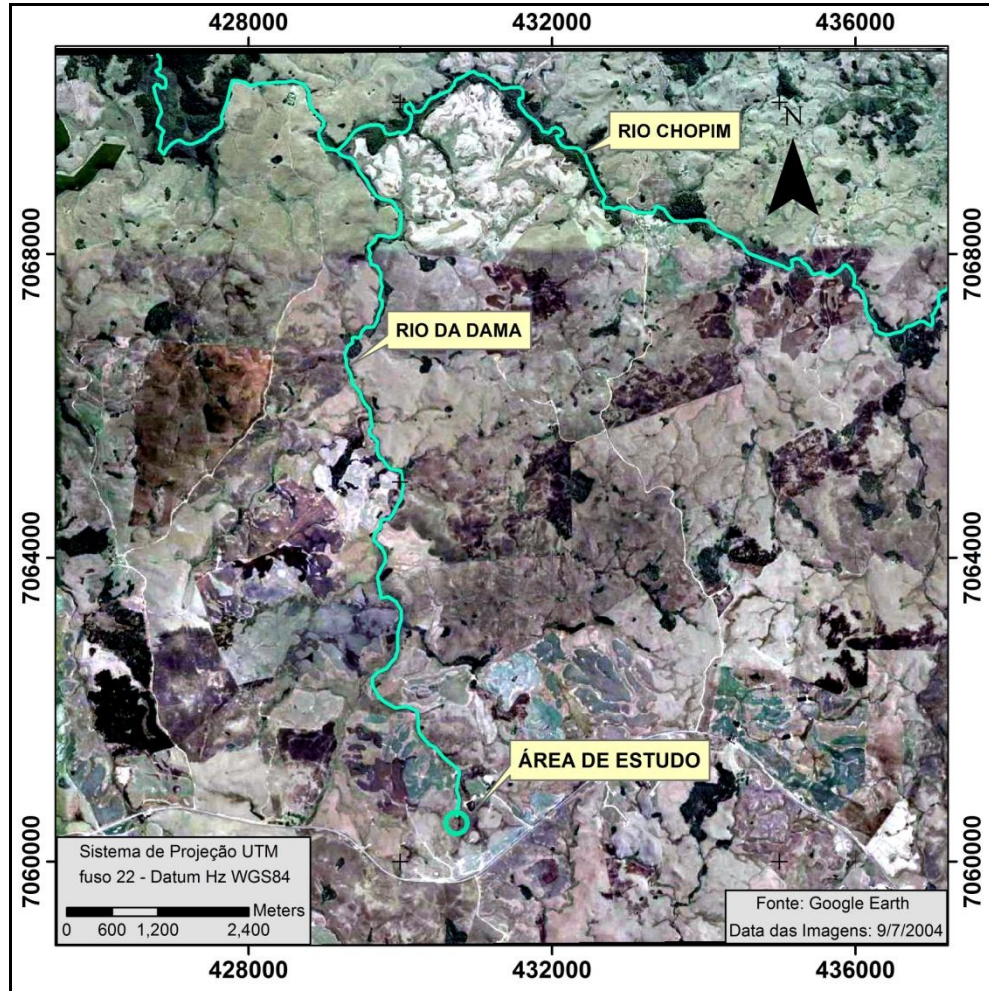


Figura 4 - Localização área de estudo. Bacia do rio da Dama, afluente do rio Chopim, Palmas, PR.

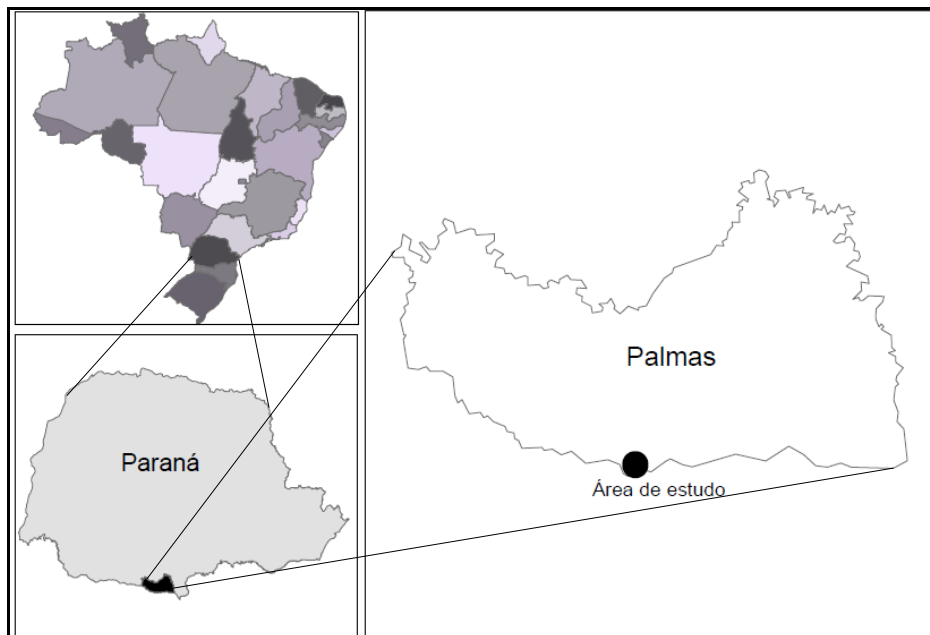


Figura 5 - Localização geográfica da área da nascente do rio da Dama, Palmas, PR, Brasil.

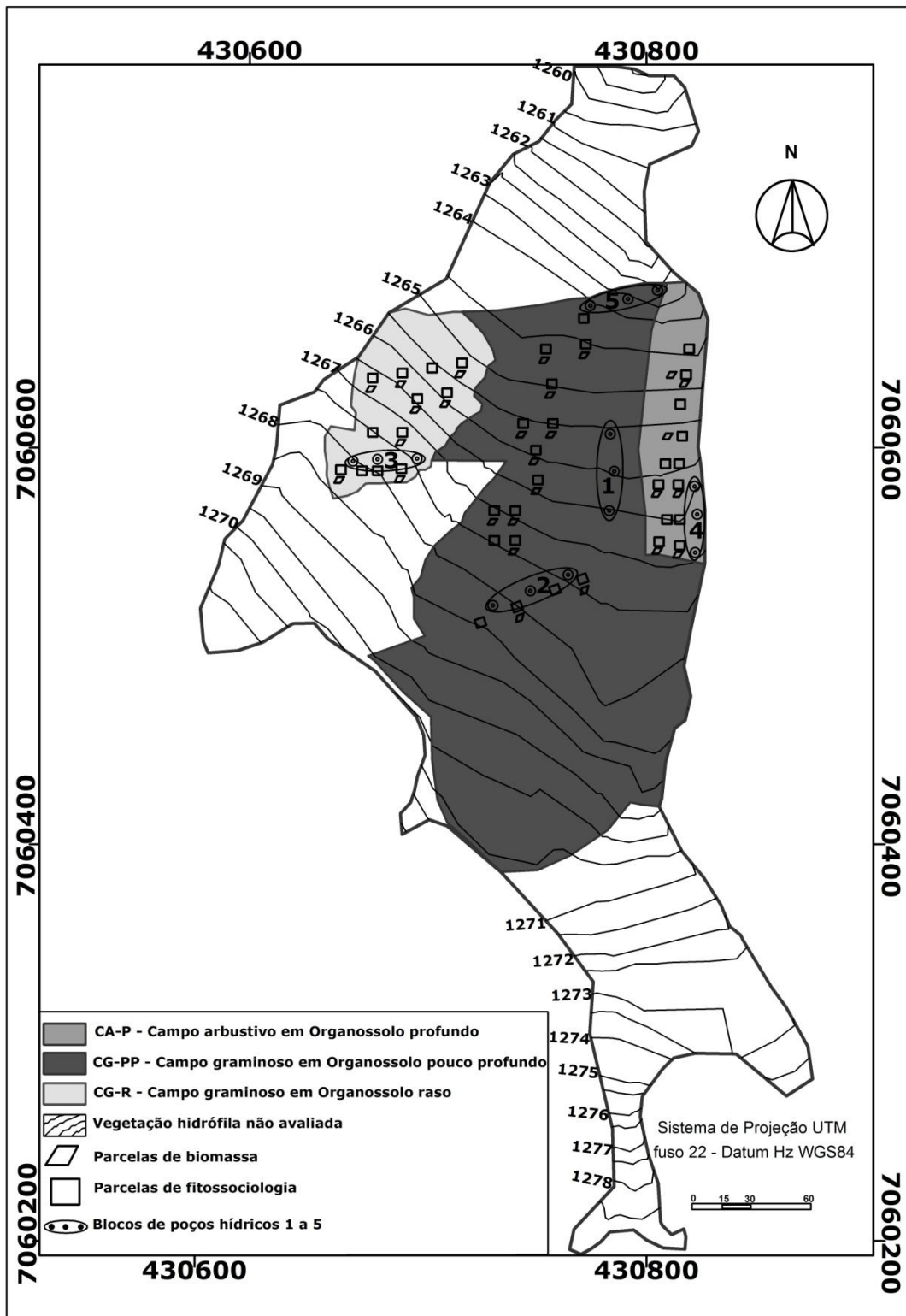


Figura 6 - Mapa planialtimétrico da área com vegetação hidrófila da nascente do rio da Dama, Palmas, PR, com localização das fisionomias, das parcelas de biomassa e dos poços hídricos (parcelas de fitossociologia – pesquisa realizada em paralelo, dados não publicados).

CAPÍTULO I

FLORÍSTICA DE CAMPOS HIDRÓFILOS NOS CAMPOS GERAIS (PONTA GROSSA, PR) E NOS CAMPOS DE PALMAS (PALMAS, PR).

1 INTRODUÇÃO

Ainda que se tenha uma impressão de uniformidade das fisionomias campestres, dada a predominância de formas gramínoides constituindo normalmente um único estrato, a vegetação pode conter variações na riqueza de espécies, composição florística e estrutura, as quais podem ser determinadas pelas diversas condições geomorfológicas e pedológicas dos ambientes onde ocorrem (Klein & Hatschbach, 1971; Kozera et al., 2012).

A homogeneidade fisionômica não incorre em baixa riqueza de espécies. Para a vegetação campestre dos Campos Sulinos (biomas Pampa e Mata Atlântica), existem estimativas de pelo menos 3.000 espécies de angiospermas, onde se incluem aproximadamente 600 Asteraceae, 400 Poaceae e 150 Fabaceae (Klein, 1975 e 1984; Boldrini, 2002; Boldrini et al., 2009; Boldrini et al., 2010). Junto à Cyperaceae, estas quatro famílias reúnem as maiores riquezas específicas (Girardi-Deiro et al., 1992; Boldrini, 2002; Boldrini et al., 2009), verificada da mesma forma nas fisionomias abertas do Cerrado (Batalha & Mantovani, 2000; Carmo, 2006). Também são consideradas essenciais na flora das formações campestres da América do Sul (Bilenca & Miñaro, 2004).

Dados sobre as floras de formações campestres do sul do Brasil são restritos, especialmente em Santa Catarina e um pouco menos no Paraná. No primeiro estado, as informações são encontradas basicamente em Reitz (1978), Zanin et al. (2009) e Boldrini et al. (2009), assim como em trabalhos sobre taxonomia de famílias e gêneros específicos, publicados na Flora Ilustrada Catarinense e por Ana Zanin e colaboradores. Um grande volume de trabalhos é concentrado no Rio Grande Sul, conduzidos há mais de duas décadas. Dentre alguns, podem ser citados Boldrini & Miotto (1987), Pillar et al. (1992), Boldrini & Eggers (1996), Garcia et al. (2002), Boldrini (2009), Batista et al. (2012), Setubal & Boldrini (2012), Pinto et al. (2013). Inúmeros outros trabalhos, sobretudo relacionados à descrição/revisão taxonômica de vários gêneros e famílias botânicas, podem ser localizados nas referências bibliográficas de Boldrini et al. (2009), Boldrini et al. (2010) e Setubal et al. (2011).

A vegetação campestre do Paraná tem sua riqueza de espécies conhecida através de levantamentos significativamente concentrados nos Campos Gerais (Segundo Planalto) (Figura 1), assim como nos campos altomontanos da Serra do Mar (Roderjan, 1997, Tramuja, 2000; Mocoichinski, 2006; Mocoichinski & Scheer, 2008; Simão, 2008), onde alguns destes últimos foram focados no estudo de famílias específicas (Pereira, 2002; Vieira et al., 2003; Hefler et al., 2003; Lusarski et al., 2003; Salvador et al., 2005; Silva et al., 2010). Na região dos Campos Gerais foram constatados os levantamentos realizados por Maack (1968), Hatschbach & Moreira Filho (1972), Cervi et al. (2003), Carmo (2006), Cervi et al. (2007), Dalazona & Moro (2007), Kozera et al. (2009), Mioduski & Moro (2011), Dalazona & Moro (2011), Andrade et al. (2011), Kozera et al. (2012) e Moro et al. (2012).

Os campos de Palmas (Figura 1), ainda com razoáveis áreas de vegetação campestre graças à tradição da pecuária extensiva, e mais recentemente, em razão do estabelecimento de uma unidade de conservação de 16.582 ha (BRASIL, 2006), encontram-se desprovidos de informações sobre sua flora. Outras duas importantes regiões campestres do estado do Paraná, os campos de Curitiba e de Guarapuava (Figura 1), têm seus campos praticamente desaparecidos há muitos anos, e talvez por isso também não possuam pesquisas relativas a levantamentos florísticos.

A grande maioria dos estudos de composição e estrutura da vegetação campestre não trata dos ambientes hidromórficos, o que se deve provavelmente, além de outras razões, à dificuldade de acesso a áreas sob tais condições. Esforços para cobrir esta lacuna de conhecimento são bastante pertinentes, tendo em vista a particular importância ambiental destas áreas, com funções de reserva de carbono e de água (Scheer et al., 2013; Rachwal, 2013).

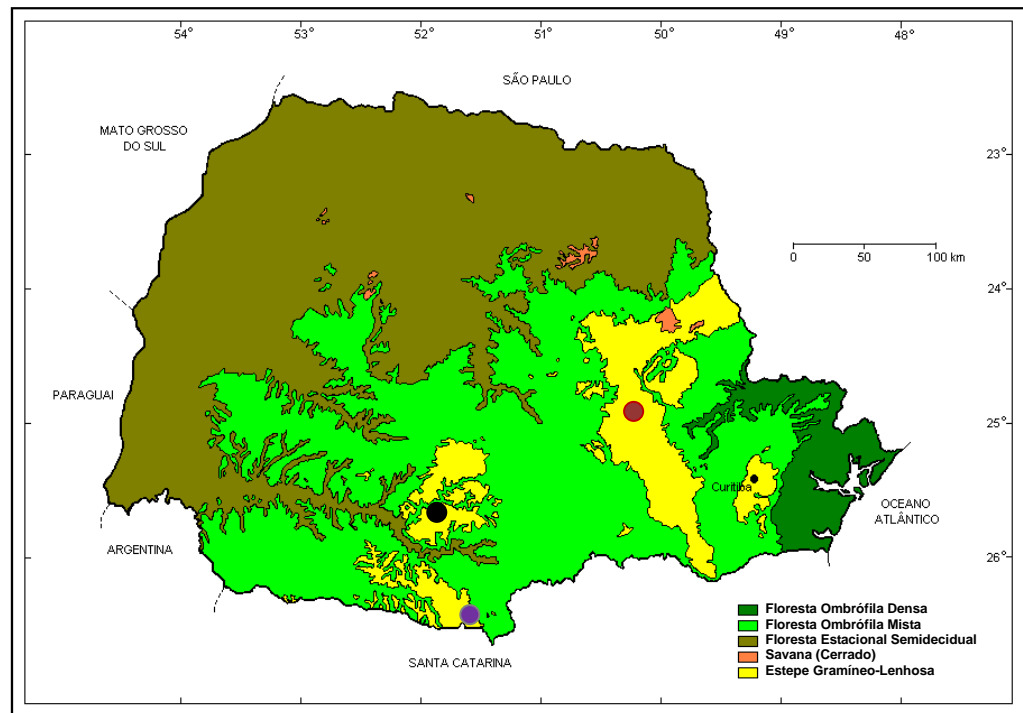


Figura 1. Mapa fitogeográfico do estado do Paraná e a vegetação campestre do bioma Mata Atlântica (Estepe Gramíneo-Lenhosa, de acordo com IBGE, 2012): Campos de Curitiba (indicado com o município de mesmo nome); Campos Gerais (ponto vermelho), Campos de Palmas (ponto roxo) e Campos de Guarapuava (ponto preto). Fonte: Maack, modificado por: C.V. Roderjan & F. Galvão; Letícia Penno de Sousa

Objetivou-se neste estudo:

- i) Realizar o levantamento de espécies vasculares;
- ii) Comparar a riqueza de espécies entre as duas áreas de estudo e destas com outras de ambientes fisicamente similares.

2 PROCEDIMENTO METODOLÓGICO

2.1 Levantamento florístico

Nas duas áreas de estudo, o levantamento florístico compreendeu 12 meses, de dezembro de 2009 a dezembro de 2010, com saídas de campo a cada 15 ou 20 dias. Foram feitos caminhamentos procurando cobrir toda a extensão da área de

estudo (Ponta Grossa - 6,0 ha e Palmas - 3,9 ha). Foram incluídas no levantamento todas as espécies vasculares, sendo *Sphagnum recurvum* P. Beauv., a única exceção.

As espécies coletadas foram classificadas em diferentes formas de crescimento, as quais foram baseadas no Protocolo de Cornelissen de medições de atributos funcionais em plantas (Cornelissen et al., 2003). A partir desta classificação, foi estabelecido um segundo tipo de divisão das espécies, a qual foi formada por *grupos funcionais*. Foi utilizada nas demais pesquisas, relativas à quantificação e decomposição de biomassa (Capítulos II e III), sendo composta por: *graminoides*, *herbáceo-arbustivas*, *herbáceas de baixa decomposição*, *herbáceas avasculares* e *arbustivas* (ver descrição na Tabela 1). As espécies subarbustivas foram incluídas junto às herbáceas (herbáceo-subarbustivo), devido ao fato de que um dos critérios para a definição de tais grupos foi a presumível similaridade nas taxas de decomposição da biomassa em relação às ervas, quando comparadas às espécies arbustivas. As graminoides foram consideradas como um grupo à parte das demais herbáceas, em virtude de sua importância pela predominância nas fisionomias campestres.

Tabela 1. Grupos funcionais e a correspondência às formas de crescimento utilizadas na lista de espécies.

Grupos funcionais	Descrição do grupo funcional	¹ Formas de crescimento correspondentes
graminoides	Composto por Poaceae, Cyperaceae, Juncaceae e Xyridaceae (famílias com espécies de folhas filiformes a lineares)	herbáceas
herbáceo-subarbustivas	Composto por espécies ² subarbustivas e herbáceas (com exceção de <i>Sphagnum recurvum</i> P. Beauv., graminoides e <i>Blechnum cordatum</i> (Desv.) Hieron e <i>B. schomburgkii</i> (Klotzsch) C. Chr.)	herbáceas subarbustivas
herbáceas de baixa decomposição	Composto por <i>Blechnum cordatum</i> e <i>B. schomburgkii</i>	herbáceas
herbácea avascular	Composto por <i>S. recurvum</i>	herbáceas
arbustivas	Composto por ³ plantas lenhosas com altura entre 0,8 a 2 m, ramificando desde a base ou perto dela.	arbustivas

¹ Baseado em Cornelissen et al. (2003). ² Plantas com altura inferior a 0,8 m, sublenhosas na fase adulta (com certa rigidez, mas de fácil secção) ou lenhosas só na base (adaptação de IBGE, 2012). ³ Baseado em Cornelissen et al. (2003) e no IBGE (2012).

A identificação das plantas foi realizada por meio de comparações com o material do acervo dos herbários do Museu Botânico Municipal de Curitiba (MBM) e do herbário do Departamento de Botânica da Universidade Federal do Paraná (UPCB). Também se utilizou de literatura especializada (tendo como base a Flora Ilustrada Catarinense), assim como de consultas a pesquisadores e/ou especialistas de certas famílias ou gêneros: Carina Kozera (espécies de diferentes famílias, em especial Poaceae), Osmar dos Santos Ribas, Juarez Cordeiro, Eraldo Barboza, Marcelo Brotto e Edmilson Ferreira da Costa (Museu Botânico Municipal – espécies de diferentes famílias), Cassiano Welker (*Eleocharis*, Cyperaceae), Dennis Saridakis (Lentibulariaceae e Droseraceae), Eduardo Lozano (Xyridaceae), Élide dos Santos (Lamiaceae), Eric Smidt (Orchidaceae), Fabiano Maia (*Acisanthera*, Melastomataceae), Gustavo Heiden (*Baccharis*, Asteraceae), Lilian Eggers (Iridaceae), Julie Henriette Dutilh (Amaryllidaceae), Pedro Joel S. Filho (*Rhynchospora*, Cyperaceae), Rafael Trevisan (Poaceae e Cyperaceae), Vinícius Antonio de Oliveira Dittrich (Blechnaceae), Paulo Labiak (demais famílias de pteridófitas) e Rony Ristow (Sphagnaceae).

Para a apresentação da listagem, as espécies foram organizadas adotando-se para as angiospermas o sistema do APG III (APG III, 2009), e para as pteridófitas o sistema de Tryon e Tryon (1982) e de Smith et al. (2006). Para a conferência dos nomes científicos e seus autores, foram consultados bancos de dados eletrônicos, sobretudo o da Lista de Espécies da Flora do Brasil (2013), do Missouri Botanical Garden (MOBOT) e do IPNI (The International Plant Names Index). Após a identificação das plantas, o material botânico foi depositado no herbário do MBM, com duplicatas enviadas ao UPCB.

2.1.1 Informações adicionais

Para verificar a possível ocorrência de espécies segundo as categorias de conservação, foram consultadas a Lista Vermelha de Plantas Ameaçadas de Extinção do Estado do Paraná (Haschbach & Ziller, 1995), a lista de espécies da Portaria do IBAMA nº 37-N de 3 de abril de 1992 (IBAMA, 1992) e da Instrução Normativa 44 de setembro de 2008, do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2008).

2.2 Comparações florísticas

Foram feitas comparações florísticas com trabalhos que compreenderam ao menos campos hidrófilos e/ou higrófilos nos seus estudos. Foram priorizados aqueles nos quais foi indicado o tamanho da área de levantamento e não apenas a área de estudo de forma abrangente.

Foram calculados os índices de similaridade específica entre a flora das duas nascentes e também entre elas e os levantamentos florísticos de Andrade et al. (2011) e Kozera et al. (2012). Estes dois trabalhos foram selecionados pela similaridade ambiental e de localização geográfica, assim como pela forma de apresentação da lista de espécies (especificando-se o tipo de campo quanto à hidromorfia do solo). Para tal, foi utilizado o Índice de Sørensen (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974), calculado através da seguinte fórmula:

$$S = (2c/A+B)*100$$

Onde: c = espécies em comum às duas áreas

A = total de espécies da área A

B = total de espécies da área B

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Levantamento florístico

3.1.1 Nascente do rio Caracará

Foram levantadas 73 espécies, sendo 65 angiospermas, sete pteridófitas e uma briófitas, as quais se distribuíram em 57 gêneros e 26 famílias (Tabela 2). Do total, duas foram determinadas apenas em nível de gênero.

Apesar do objetivo deste trabalho não ter sido o levantamento de espécies avasculares, *Sphagnum recurvum* foi coletada e inserida na listagem por ser uma espécie muito importante em termos fisionômicos, assim como em termos funcionais (ver Capítulos II e III).

Tabela 2. Número de famílias, gêneros e espécies de angiospermas, pteridófitas e briófitas da nascente do rio Caracará, Ponta Grossa, PR.

Grupo	Família	Gênero	Espécie
Angiospermas	20	50	65
Pteridófitas	5	6	7
Briófita	1	1	1
Total	26	57	73

As famílias mais ricas em espécies foram Poaceae (12 espécies) Asteraceae (12 espécies) e Cyperaceae (11 espécies). Juntas, corresponderam a 48% do total de espécies e a 43,9% dos gêneros registrados no estudo. Em seguida, destacaram-se Melastomataceae (cinco espécies), Eriocaulaceae e Xyridaceae (três espécies cada uma), Orchidaceae, Pteridaceae, Blechnaceae e Lentibulariaceae (duas cada uma). Esta última família, além de Eriocaulaceae e Xyridaceae, são típicas de campos hidrófilos, como também constatado por autores como Tannus & Assis (2004), Munhoz & Felfili (2007) e Kozera et al. (2012). As demais 13 famílias foram representadas por apenas uma espécie. A soma das espécies das três primeiras famílias resultou em uma porcentagem muito próxima à obtida por Andrade et al. (2011) (47%), Batista et al. (2012) (51%), para Kozera et al. (2009), com 50% para os campos hidrófilos de planície de inundação (várzea) e novamente 50% para aqueles situados na porção final de uma área de encosta (Kozera et al., 2012).

As três famílias mais importantes deste levantamento são constantemente apontadas como as mais ricas das formações campestres do sul do Brasil (Boldrini, 2002; Boldrini et al., 2009). Além disso, entre as ciperáceas, que compreendem uma família comum em ambientes úmidos, foram registradas espécies de gêneros frequentes deste tipo de ambiente, como *Rynchospora*, *Cyperus* e *Eleocharis* (Boldrini et al., 2009). Ainda quanto às espécies de ambientes hidromórficos, vale destacar *Sphagnum recurvum*, que ocorreu apenas na área da fisionomia CA-I (campo arbustivo inundado em Organossolo pouco profundo), a qual correspondeu à porção com saturação hídrica mais pronunciada da nascente. Similar situação foi observada também nos estudos realizados por Batista et al. (2012), onde foram verificadas duas espécies de *Sphagnum* em um banhado em São Francisco de Paula (campos de altitude, RS), onde os solos eram constantemente inundados. No estudo de Andrade (2010), em um campo submetido a uma voçoroca, *Sphagnum oxyphyllum* e *S. recurvum* se mantiveram na zona onde as condições hidrológicas

do solo estavam mais preservadas, ou seja, onde a saturação hídrica se manteve ainda elevada.

Os dados obtidos (Tabela 3) apontam para uma composição florística formada em grande parte pelas formas de crescimento das herbáceas (50 espécies - 68,5%), seguidas das subarbustivas (16 espécies - 21,9%) e arbustivas (sete espécies - 9,6%), sendo as últimas englobadas nas famílias Asteraceae, Melastomataceae, Onagraceae (representada unicamente por *Ludwigia sericea*), Hypericaceae (com *Hypericum brasiliense*) e Schrophulariaceae (com *Buddleja elegans*). Esta composição refletiu a fisionomia comum às formações campestres, inclusive relacionadas às fisionomias abertas do Cerrado, onde o componente herbáceo, com predomínio das gramínoides, em conjunto às subarbustivas, compreende as formas de crescimento dominantes (Castro et. al, 1999; Tannus & Assis, 2004; Boldrini, 2009). Coerente com a dominância das gramínoides, este grupo funcional (Tabela 1) englobou 27 espécies, o que significou pouco mais da metade das espécies de herbáceas (54%) e 40% do total de espécies. Estas porcentagens relativas às formas de crescimento foram compatíveis apenas para a fisionomia CG-I (campo gramíno em Organossolo parcialmente inundado) (Figura 2a) e não para a CA-I (campo arbustivo em Organossolo inundado) (Figura 2b), onde as espécies arbustivas ficaram em primeiro lugar em valor de importância, segundo o levantamento fitossociológico (⁴Sousa et al., dados não publicados).

⁴ Sousa et al. Levantamento fitossociológico em campo de altitude em ambientes hidromórficos. Ponta Grossa, PR.

Tabela 3. Lista de espécies do campo hidrófilo da nascente do rio Caracará, Ponta Grossa, PR. Formas de crescimento (adaptadas do Protocolo de Cornelissen, 2003): hb - herbáceas; sb - subarborescentes; ab – arbustivas; N° coletor – número de coletor; N° MBM – número de depósito do herbário do Museu Botânico Municipal de Curitiba. ¹Material estéril identificado por especialista: *Blechnum cordatum* – Vinícius A. de Oliveira Dittrich (UFMG); *Osmunda regalis* – Paulo Labiak (UFPR); *Sphagnum recurvum* – Rony Ristow (Parque da Ciência Newton Freire Maia, Pinhais, PR).

Família/espécie	Forma de crescimento	N° coletor	N° MBM
PTERIDÓFITAS			
BLECHNACEAE			
<i>Blechnum schomburgkii</i> (Klotzsch) C.Chr.	hb	92	382537
¹ <i>Blechnum cordatum</i> (Desv.) Hieron.	hb	-	-
CYATHEACEAE			
<i>Cyathea atrovirens</i> (Langsd. & Fisch.) Domin	hb	82	382535
OSMUNDACEAE			
¹ <i>Osmunda regalis</i> L.	hb	-	-
PTERIDACEAE			
<i>Adiantopsis chlorophylla</i> (Sw.) Fée	hb	90	382413
<i>Doryopteris lomariacea</i> Klotzsch	hb	31	382565
THELYPTERIDACEAE			
<i>Thelypteris rivularioides</i> (Fée) Abbiatti	hb	8	382568
BRÓFITAS			
SPHAGNACEAE			
¹ <i>Sphagnum recurvum</i> P.Beauv.	hb	-	-
ANGIOSPERMAS			
APIACEAE			
<i>Eryngium floribundum</i> Cham. & Schtdl.	hb	126	382436
ASTERACEAE			
<i>Achyrocline satureoides</i> (Lam.) DC.	sb	81	382527
<i>Baccharis crispa</i> Spreng.	ab	167	382437
<i>Baccharis erioclada</i> DC.	sb	173	382435
<i>Baccharis milleflora</i> (Less.) DC.	ab	127	382528
<i>Barrosoa betonicaeformis</i> (DC.) R. M. King & H. Rob.	sb	1	382529
<i>Calea marginata</i> S. F. Blake	sb	154	382530
<i>Campovassouria cruciata</i> (Vell.) R. M. King & H. Rob.	ab	32	382531
<i>Chrysolaena platensis</i> (Spreng.) H. Rob.	sb	2	382532
<i>Lessingianthus glabratus</i> (Less.) H. Rob.	sb	18	382533
<i>Mikania cynanchifolia</i> Hook. & Arn. Ex B. L. Rob.	hb	19	382534
<i>Pluchea oblongifolia</i> DC.	sb	20	382535
<i>Vernonia echioides</i> Less.	hb	145	382536
BEGONIACEAE			
<i>Begonia cucullata</i> Willd.	hb	5	382414
<i>Begonia fischeri</i> Schrank	hb	6	382536
CAMPANULACEAE			
<i>Lobelia hassleri</i> Zahlbr.	hb	31	382538
CYPERACEAE			
<i>Cyperus haspan</i> L.	hb	22	382539

<i>Cypeus rigens</i> C. Presl.	hb	84	382399
<i>Eleocharis nudipes</i> (Kunth) Palla	hb	144	382540
<i>Lipocarpha humboldtiana</i> Nees	hb	23	382541
<i>Rhynchospora confins</i> (Nees) C. B. Clarke	hb	24	382542
<i>Rhynchospora consanguinea</i> (Kunth) Boeck.	hb	143	382543
<i>Rhynchospora globosa</i> (Kunth) Roem. & Schultdl.	hb	30	382574
<i>Rhynchospora mariscululs</i> Lindl. ex Nees	hb	25	382544
<i>Rhynchospora rugosa</i> (Vahl) Gale	hb	23	-
<i>Scleria distans</i> Poir.	hb	85	382401
<i>Scleria hirtella</i> Sw.	hb	167	-
DROSERACEAE			
<i>Drosera viridis</i> Rivadavia	hb	34	382545
ERIOCAULACEAE			
<i>Paepalanthus caldensis</i> Malme	hb	156	382547
<i>Eriocaulum sellowianum</i> (Bong.) Koern.	hb	3	382546
<i>Singonanthus caulescens</i> (Poir.) Ruhland	hb	35	382548
GENTIANACEAE			
<i>Curtia conferta</i> (Mart.) Knobl	hb	27	382549
GESNERIACEAE			
<i>Sinningia elatior</i> (Kunth) Chautems	sb	7	382550
HYPERICACEAE			
<i>Hypericum brasiliense</i> Choisy	arb	8	382551
IRIDACEAE			
<i>Calydorea campestris</i> (Klatt) Backer	hb	129	382553
JUNCACEAE			
<i>Juncus microcephalus</i> Kunth	hb	147	382403
LAMIACEAE			
<i>Rhabdocaulon lavanduloides</i> (Benth.) Epling	sb	148	382554
LENTIBULARIACEAE			
<i>Utricularia tricolor</i> A. St.-Hil	hb	130	382555
<i>Utricularia cucullata</i> A. St.-Hil. & Girard	hb	36	382404
MELASTOMATACEAE			
<i>Acisanthera alsinaefolia</i> (DC.) Triana	sb	168	382576
<i>Acisanthera variabilis</i>	sb	28	382577
<i>Leandra erostrata</i> (DC.) Cogn.	ab	97	382556
<i>Microlepis oleifolia</i> (DC.) Triana	arb	5	382557
<i>Rhynchanthera brachyhyncha</i> Cham.	sb	7	382575
<i>Tibouchina gracilis</i> (Bonpl.) Cogn.	sb	159	382558
ONAGRACEAE			
<i>Ludwigia sericea</i> (Cambess.) H. Hara	hb	37	382571
ORCHIDACEAE			
<i>Brachystele widgrenii</i> (Rchb.f.) Schltr.	sb	169	382405
<i>Cyanaeorchis arundinae</i> (Rchb.f.) Barb.Rodr.	sb	131	382572
POACEAE			
<i>Andropogon lateralis</i> Nees	hb	146	382526
<i>Arundinella hispida</i> (Willd.) Kuntze	hb	38	382559
<i>Axonopus</i> cf. <i>barbiger</i> (Kunth) Hitchc.	hb	88	382406
<i>Eriochrysis filiformes</i> (Hack.) Filg.	hb	133	382407

<i>Leptocoryphium lanatum</i> (Kunth) Nees	hb	156	382560
<i>Otachyrium versicolor</i> (Döll) Henrard	hb	29	382561
<i>Panicum</i> cf. <i>bergii</i> Arechav.	hb	157	382408
<i>Panicum</i> cf. <i>millegrana</i> Poir.	hb	89	382409
<i>Panicum schwackeanum</i> Mez	hb	10	382562
<i>Paspalum maculosum</i> Trin.	hb	158	382563
<i>Saccharum asperum</i> (Nees) Stend.	hb	30	382564
<i>Schizachyrium condensatum</i> (Kunth) Nees	hb	160	-
SCROPHULARIACEAE			
<i>Buddleja elegans</i> Cham. & Schlttdl.	ab	123	382566
SOLANACEAE			
<i>Schwenckia curviflora</i> Benth.	sb	4	382567
XYRIDACEAE			
<i>Xyris jupicai</i> Rich.	hb	39	382570
<i>Xyris rigida</i> Kunth	hb	9	382412
<i>Xyris schizachne</i> Mart.	hb	91	382569

De acordo a Lista Vermelha de Plantas Ameaçadas de Extinção no Estado do Paraná (Hatschbach & Ziller, 1995), as espécies *Cyanaeorchis arundinae* (Rchb.f.) Barb.Rodr. (Orchidaceae) (Figura 4c) e *Schwenckia curviflora* Benth. (Solanaceae) constam como *rara* e *em perigo de extinção*, respectivamente, sendo que a primeira foi encontrada também na área levantada por Andrade et al. (2011). *Raras* são espécies que apresentam populações reduzidas, mas que não se encaixam nas categorias *em perigo de extinção* e *vulnerável de extinção* (Hatschbach & Ziller, 1995).

3.1.2 Nascente do rio da Dama

Foram registradas 97 espécies, distribuídas em 70 gêneros e 30 famílias (Tabela 4), sendo que apenas uma foi determinada somente ao nível de família (Lamiaceae) (Tabela 5).

Tabela 4. Número de famílias, gêneros e espécies de angiospermas e pteridófitas da nascente do rio da Dama, Palmas, PR.

Grupo	Família	Gênero	Espécie
Angiospermas	27	67	94
Pteridófitas	3	3	3
Total	30	70	97

As famílias mais ricas em espécies foram Asteraceae (18 espécies), Poaceae (15 espécies) e Cyperaceae (14 espécies). Em seguida, com números bem menores, Orchidaceae, Polygalaceae e Xyridaceae englobaram quatro espécies cada, sendo Eriocaulaceae, Iridaceae, Lamiaceae, Melastomataceae e Rubiaceae representadas por três espécies cada. As demais 19 famílias compreenderam uma ou duas espécies. Assim como na área de Ponta Grossa, em Palmas foram identificadas espécies de famílias típicas de áreas hidromórficas, ou seja, Apiaceae, Lentibulariaceae, Xyridaceae e Eriocaulaceae.

A soma das três primeiras famílias mais ricas resultou em 48,5% do total de espécies registradas no estudo e em 42,9% dos gêneros, porcentagens praticamente as mesmas das obtidas para Ponta Grossa (48% e 43,9%, respectivamente). Entre as ciperáceas foram registradas também espécies de gêneros frequentes em ambientes hidromórficos (*Rynchospora*, *Cyperus* e *Eleocharis*) (Boldrini et al., 2009).

A composição florística foi formada em grande parte pelas formas de crescimento das herbáceas (75 espécies – 77,4%), seguidas das subarbusivas (11 espécies – 11,3%) e arbustivas (11 espécies – 11,3%). As últimas foram representadas pelas famílias Asteraceae (destacando-se seis espécies do gênero *Baccharis*), Hypericaceae (*H. brasiliense*), Lythraceae (*Cuphea urbaniana*), Myrtaceae (*Myrceugenia ovata*) e Scrophulariaceae (*Buddleja elegans*), além de *Ludwigia sericea* (Onagraceae), mais adensada na comunidade CA-P (campo arbustivo em Organossolo profundo, Figura 3a). Nesta área de estudo, a composição também refletiu a fisionomia comum às formações campestres (predomínio do componente herbáceo-subarbustivo, com destaque às graminoides) (Castro et. al; 1999; Tannus & Assis, 2004; Boldrini, 2009). De forma condizente ao comentado logo acima, o grupo funcional das graminoides reuniu 35 espécies, resultando em 46,7% das herbáceas e 36% do total de espécies, valor um pouco menor do que aquele registrado na área de Ponta Grossa (40 espécies – 54% das herbáceas e 40% das espécies).

Apesar de a porcentagem de espécies, segundo as formas de crescimento e dos grupos funcionais (particularizando-se às graminoides), ter sido condizente com a fisionomia observada nos campos de uma forma geral, esta situação não foi observada integralmente nas comunidades CA-P (campo arbustivo inundado em Organossolo profundo) e CG-R (campo graminoso inundado em Organossolo raso)

(Figuras 3a e 3b), pois apresentaram respectivamente, alta densidade e ausência de espécies arbustivas, o que foi constatado pelo levantamento fitossociológico (Sousa, dados não publicados). Esta condição diferenciada foi reflexo de variações geopedológicas e hidrológicas, como detalhado no Capítulo II/ Sousa et al. (no prelo).

Tabela 5. Lista de espécies do campo hidrófilo da nascente do rio da Dama, Palmas, PR. Formas de crescimento (adaptadas do Protocolo de Cornelissen, 2003): hb - herbáceas; sb - subarbustivas; ab - arbustivas; N° col. - número de coletor; N° MBM - número de depósito do herbário do Museu Botânico Municipal de Curitiba.

Família/espécie	Forma de crescimento	N° coletor	N° MBM
PTERIDÓFITAS			
BLECHNACEAE			
<i>Blechnum schomburgkii</i> (Klotzsch) C.Chr.	hb	104	382461
CYATHEACEAE			
<i>Cyathea atrovirens</i> (Langsd. & Fisch.) Domin	hb	119	382465
THELYPTERIDACEAE			
<i>Thelypteris rivularioides</i> (Fée) Abbiatti	hb	63	382522
ANGIOSPERMAS			
ALISMATAACEAE			
<i>Echinodorus grandiflorus</i> (Cham. & Schltld.) Micheli	hb	12	382460
AMARYLIDACEAE			
<i>Hippeastrum santacatarina</i> (Traub) Dutilh	hb	139	382403
APIACEAE			
<i>Eryngium floribundum</i> Cham. & Schltld.	hb	170	382457
<i>Eryngium pandanifolium</i> Cham. & Schltld.	hb	94	382458
APOCYNACEAE			
<i>Oxypetalum obtusifolium</i> Malme	hb	40	382459
ASTERACEAE			
<i>Achyrocline satureoides</i> DC.	sb	171	382441
<i>Baccharis crispa</i> Spreng.	ab	172	382456
<i>Baccharis illinita</i> DC.	ab	66	382455
<i>Baccharis leucopappa</i> DC.	ab	41	382415
<i>Baccharis sphagnophila</i> A.A.Schneid. & G.Heiden	ab	140	382454
<i>Baccharis weirii</i> Baker	ab	124	382453
<i>Barrosoa betonicaeformis</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	sb	101	382442
<i>Campovassouria cruciata</i> (Vell.) R. M. King & H. Rob.	ab	151	382452
<i>Hatschbachiella tweediana</i> (Hook. ex Hook. & Arn.) R. M. King & H. Rob.	hb	113	382451
<i>Holocheilus ilustris</i> (Vell.) Cabrera	sb	141	382450
<i>Hypochoeris lutea</i> (Vell.) Britton	hb	135	382449
<i>Leptostelma tweediei</i> (Hook. & Arn.) D.J.N.Hind & G.L.Nesom	sb	42	382448
<i>Lessingianthus glabratus</i> (Less.) H. Rob.	sb	102	382417
<i>Senecio grisebachii</i> Baker	hb	149	382447
<i>Senecio icoglossus</i> DC.	hb	176	382446
<i>Stevia clausenii</i> Sch. Bip. ex Baker	hb	67	382445
<i>Symphotrichum regnellii</i> (Baker) G. L. Neson	hb	68	382444
<i>Vernonia echioides</i> Less.	hb	162	382443

BORAGINACEAE			
<i>Thaumatocaryon tetraquetrum</i> I.M. Johnst.	hb	13	382462
CAMPANULACEAE			
<i>Lobelia nummularioides</i> Cham.	hb	105	382463
<i>Siphocampylus verticillatus</i> (Cham.) G.Don	hb	43	382464
CAPRIFOLIACEAE			
<i>Valeriana muelleri</i> Graebn.	sb	193	382523
CYPERACEAE			
<i>Cyperus haspan</i> L.	hb	69	382476
<i>Cyperus rigens</i> J. Presl & C. Presl	hb	44	382475
<i>Eleocharis nudipes</i> (Kunth) H. Pfeiff.	hb	136	382466
<i>Pycnus lanceolatus</i> (Poir.) C.B. Clarke	hb	45	382474
<i>Pycnus unioides</i> (R.Br.) Urb.	hb	46	382473
<i>Rhynchospora barrosiana</i> Guagl.	hb	7	382473
<i>Rhynchospora brasiliensis</i> Boeckeler	hb	8	382472
<i>Rhynchospora brownii</i> Roem. & Schult.	hb	70	342818
<i>Rhynchospora emaciata</i> (Nees) Boeckeler	hb	71	342819
<i>Rhynchospora loefgrenii</i> Boeck	hb	49	382471
<i>Rhynchospora marisculus</i> Lindl. Ex Nees	hb	72	382470
<i>Rhynchospora tenuis</i> Willd. ex Link	hb	50	382469
<i>Rhynchospora velutina</i> (Kunth) Boeckeler	hb	73	382468
<i>Scleria leptostachia</i> Kunth	hb	51	382467
ERICACEAE			
<i>Agarista chlorantha</i> (Cham.) G.Don	sb	137	382480
ERIOCAULACEAE			
<i>Eriocaulum ligulatum</i> L.B. Sm.	hb	120	382478
<i>Eriocaulum sellowianum</i> Kunth	hb	52	382477
<i>Syngonanthus fischerianus</i> (Bong.) Ruhland	hb	53	342479
GENTIACEAE			
<i>Zygodigma australe</i> (Cham. & Schldl.) Griseb.	hb	136	382481
HYPERICACEAE			
<i>Hypericum brasiliense</i> Choisy	ab	54	382482
IRIDACEAE			
<i>Syzirinchium</i> aff. <i>vaginatum</i> Spreng.	hb	138	382485
<i>Sisyrinchium</i> cf. <i>hoehnei</i> I.M. Johnst.	hb	198	382486
<i>Syzirinchium micranthum</i> Cav.	hb	142	382484
JUNCACEAE			
<i>Juncus densiflorus</i> Kunth	hb	96	382487
<i>Juncus microcephalus</i> Kunth	hb	150	382488
LAMIACEAE			
<i>Hoehnea parvula</i> Epling	hb	55	382489
<i>Hyptis muellerii</i> Briq.	hb	74	382490
Lamiaceae indeterminada	hb	177	342822
LENTIBULARIACEAE			
<i>Utricularia praelonga</i> A.St.-Hil. & Girard	hb	108	382491
<i>Utricularia tricolor</i> A. St.-Hil.	hb	15	382492
LYTHRACEAE			
<i>Cuphea urbaniana</i> Koehne	ab	75	382493
MELASTOMATAACEAE			
<i>Acisanthera variabilis</i> (DC.) Triana	sb	76	382494
<i>Rynchanthera brachyrhynca</i> Cham.	sb	56	342823
<i>Tibouchina ursina</i> (Cham.) Cogn.	hb	57	382495

MYRTACEAE			
<i>Myrceugenia ovata</i> (Hook. & Arn.) O.Berg	ab	121	382496
ONAGRACEAE			
<i>Ludwigia sericea</i> (Cambess.) H. Hara	ab	58	382497
ORCHIDACEAE			
<i>Cyanaeorchis minor</i> Schltr.	hb	165	-
<i>Cyclopogon aripus</i> (Lindl.) Schltr.	hb	139	382498
<i>Habenaria macronectar</i> (Vell.) Hoehne	hb	116	382499
<i>Veyretia simplex</i> (Griseb) Szlach	hb	117	342824
OROBANCHACEAE			
<i>Escobedia grandiflora</i> (L.f.) Kuntze	sb	16	382500
POACEAE			
<i>Agrostis longiberbis</i> Hack. ex L.B. Sm.	hb	77	382502
<i>Andropogon lateralis</i> Nees	hb	178	382503
<i>Andropogon virgatus</i> Desv. ex Ham.	hb	59	382504
<i>Axonopus barbiger</i> (Kunth) Hitchc.	hb	60	382505
<i>Calamagrostis viridiflavescens</i> (Poir.) Steud.	hb	61	382506
<i>Chascolytrum calotheca</i> (Trin.) Hack.	hb	179	382507
<i>Eriochrysis cayanensis</i> P. Beauv.	hb	62	382508
<i>Eriochrysis warmingiana</i> (Hack.) Kuhlms.	hb	180	382509
<i>Leersia hexandra</i> Sw.	hb	181	382510
<i>Paspalum</i> cf. <i>glaucescens</i> Hack.	hb	182	382512
<i>Paspalum erianthum</i> Nees ex Trin.	hb	183	382511
<i>Saccharum asperum</i> (Nees) Steud.	hb	184	-
<i>Sacciolepis vilvoides</i> (Trin.) Chase	hb	185	382513
<i>Stipa setigera</i> Presl.	hb	78	382514
POLYGALACEAE			
<i>Monnina tristaniana</i> A. St.-Hil.	sb	186	382516
<i>Polygala brasiliensis</i> L.	hb	79	342826
<i>Polygala campestris</i> Gardner	hb	187	382517
<i>Polygonum meisnerianum</i> Cham. & Schultdl.	hb	80	382515
RUBIACEAE			
<i>Galianthe chotadiana</i> (Standl.) E.L.Cabral	hb	189	342519
<i>Galium equisitoides</i> (Cham. & Schltdl.) Standl.	hb	118	382518
<i>Oldenlandia salzmanii</i> (DC.) Benth. & Hook. f. ex B.D. Jacks.	hb	190	382520
SCROPHULARIACEAE			
<i>Buddleja elegans</i> Cham. & Schltdl.	ab	191	382521
THELYPTERIDACEAE			
<i>Thelypteris rivularioides</i> (Fée) Abbiatti	hb	63	382522
XYRIDACEAE			
<i>Xyris regnellii</i> L.A.Nilsson	hb	196	342828
<i>Xyris schizachne</i> Mart.	hb	64	382524
<i>Xyris stenophylla</i> L. A. Nilsson	hb	197	342829
<i>Xyris tortula</i> Mart.	hb	65	382525

Dentre as espécies coletadas, três merecem destaque especial. A Asteraceae *Baccharis sphagnophila* A. A. Schneid. & G. Heiden (Figura 4a), espécie recentemente descoberta e descrita (Schneider & Boldrini, 2011), foi o primeiro

registro para o estado do Paraná, constatação feita pelo taxonomista Gustavo Heiden, especialista do gênero *Baccharis*. A segunda é a Amarilydaceae *Hippeastrum santacatarina* (Traub) Dutilh (4b), a qual se enquadrou na Lista Vermelha de Plantas Ameaçadas de Extinção no Estado do Paraná (Hatschbach & Ziller, 1995) como em *perigo de extinção* e na Lista de Espécies da Flora Brasileira com *Deficiência de Dados* (MMA, 2008). De fato foi encontrado um único indivíduo desta espécie, podendo ser um indicativo das categorias citadas. A terceira espécie, *Zygostigma australe* (Cham. & Schldl.) Griseb. (Gentianaceae), foi classificada como *rara* (Hatschbach & Ziller, 1995).

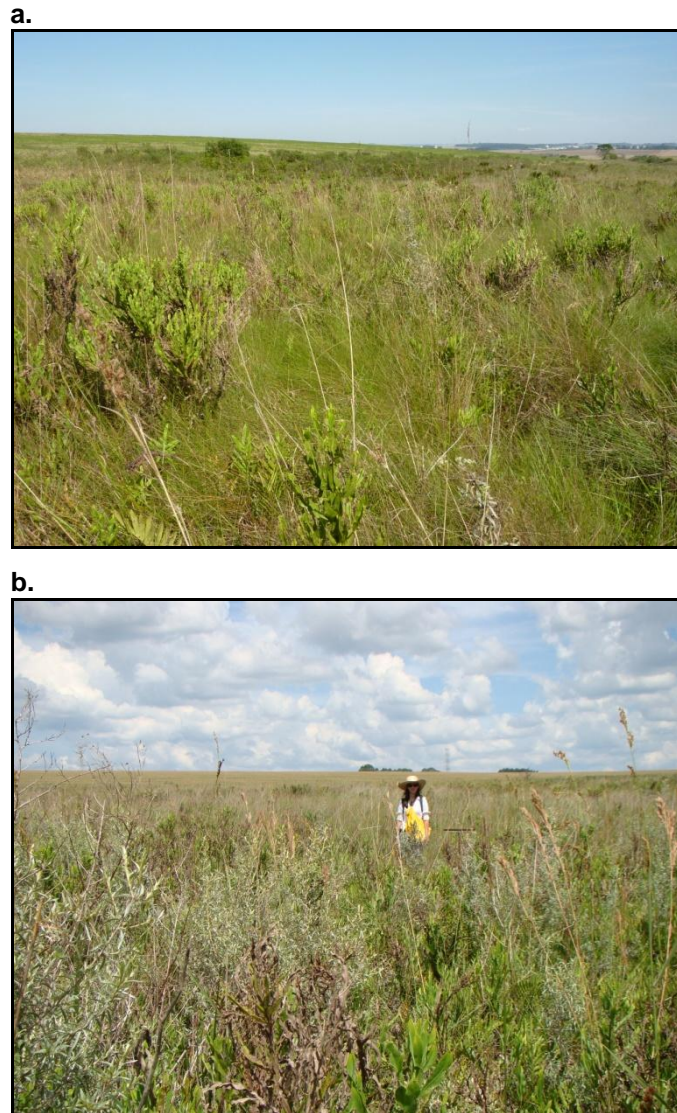


Figura 2. Fisionomias. **a.** Campo graminoso em Organossolo parcialmente inundado (CG-PI). **b.** campo arbustivo em Organossolo inundado (CA-I). Ponta Grossa, PR.

a.



b.



c.



Figura 3. Fisionomias. **a.** Campo arbustivo em Organossolo profundo (CA-P), ao fundo, junto à elevação do relevo. **b.** Campo graminoso em Organossolo pouco profundo (CG-PP). **c.** Campo graminoso em Organossolo raso (CG-R). Palmas, PR.



Figura 4. **a.** *Baccharis sphagnophila* A.A.Schneid. & G.Heiden, primeiro registro para o Paraná. **b.** *Hippeastrum santacatrina* (Traub) Dutilh (Palmas, PR) e **c.** *Cyanaeorchis arundinae* (Rchb.f.) Barb.Rodr. (Ponta Grossa, PR): duas espécies enquadradas na Lista Vermelha de Plantas Ameaçadas de Extinção no Estado do Paraná.

3.2 Comparações florísticas

3.2.1 Riqueza de espécies

A riqueza específica da vegetação hidrófila da nascente do rio Caracará foi de 12,2 espécies/ha (73 espécies em 6 ha) e da nascente do rio da Dama foi de 24,9 espécies/ha (97 espécies em 3,9 ha). Em ambas as áreas, os valores foram mais elevados relacionados àqueles do levantamento de Batista et al. (2012) – 187 espécies em 45,2 ha (4,1 espécies/ha - contabilizadas apenas as angiospermas e pteridófitas deste estudo). Quando a riqueza foi comparada ao estudo de Munhoz & Felfini (2007), com 197 espécies em 16 ha (12,3 espécies/ha), esta foi maior para a área de Palmas, mas equivalente para a área de Ponta Grossa.

A riqueza dos campos hidrófilos das duas nascentes foi menor também quando comparada a levantamentos em locais de similaridade pedológica, climática ou de localização geográfica. Na vegetação higrófila estudada por Kozera et al. (2012) (de ambientes semi-hidromórficos, com nível freático entre 100 e 50 cm abaixo da superfície do solo) foram levantadas 139 espécies em 0,5 ha, resultando em 278 espécies/ha. Em campos hidrófilos (de ambientes hidromórficos), Kozera et al. (2012) levantaram 143 espécies em 0,25 ha (572 espécies/ha) e Andrade et al. (2011) encontraram 146 espécies em 0,65 ha (224 espécies/ha).

Alguns outros trabalhos florísticos realizados em ambientes hidromórficos apresentaram apenas o número de espécies, sem referência ao tamanho do local exato de estudo, implicando valores de riqueza sem relação com a área amostral, o que fragiliza as comparações. Foram eles: Araújo et al. (2002) - 361, 300 e 136 espécies em campos mesófilos, higrófilos e hidrófilos, respectivamente, em quatro veredas no estado de Minas Gerais; Carmo (2006) - 80 espécies em “campos úmidos” de áreas de Cerrado do Paraná, apresentando o tamanho da área de estudo provavelmente de uma forma abrangente e não específica ao tipo de campo (400 ha); Costa et al. (2003) - 48 espécies em um “campo turfoso” localizado na planície litorânea do Rio Grande do Sul; Rebellato e Cunha (2005) - 41 espécies em época chuvosa e 26 em época seca, em campo inundável matogrossense.

Entre os quatro levantamentos mencionados inicialmente, é pertinente ressaltar os valores de riqueza dos trabalhos de Andrade et al. (2011) e Kozera et al. (2012), em virtude das semelhanças com as áreas do presente estudo. Ambos têm

similaridade quanto à localização geográfica (região dos Campos Gerais) e quanto à frequência de coletas (a cada duas semanas). Além disso, possuem semelhanças em termos de clima (tipo Cfb), solos (Organossolos Háplicos) e altitude (1096 m e 820 m, respectivamente). É possível relacionar a elevada riqueza registrada destes dois levantamentos com sua diversidade ambiental. No primeiro deles, a heterogeneidade ambiental foi conferida por gradientes de umidade decorrentes de mudanças no regime hídrico, formados perpendicularmente às duas margens de uma voçoroca, e em Kozera et al. (2012), as variações ambientais foram em função das diferentes espessuras e graus de hidromorfia dos solos, sendo também resultantes do gradiente topográfico da encosta.

A menor riqueza específica das áreas do presente estudo era de certa forma presumível, tendo em vista o elevado grau de hidromorfia da área. Esta condição é fator limitante à disponibilidade de oxigênio e restritiva ao estabelecimento e desenvolvimento de muitas espécies (Lobo & Joly, 1998; Sousa, et al., 2009), o que se traduziu, portanto, em um ambiente significativamente seletivo. Os trabalhos de Araújo et al. (2002) e Kozera et al. (2012) reforçam esta condição, onde a riqueza de espécies configurou-se inversamente proporcional ao regime de saturação hídrica.

Outro possível motivo da baixa riqueza constatada pode ter sido relacionado ao uso do solo no entorno da área hidromórfica das nascentes. Em Ponta Grossa, houve o total comprometimento da vegetação higrófila e mesófila circundante à área de estudo, em um raio em torno de 500 m. Esta vegetação foi substituída por culturas agrícolas e uma estrada há aproximadamente 40 anos (Figura 2 – Introdução Geral) e submetida a duas queimadas nos últimos 10 anos. Na área da nascente em Palmas, mesmo que menos intensivamente do que em Ponta Grossa em termos de tempo e área ocupada, a vegetação do entorno da zona hidromórfica também foi alterada. O local vem sendo utilizado para a implementação de lavouras desde 1996 e de plantios de pinus desde 2007, sendo também sujeito à prática de queimadas de baixa frequência, realizadas para a renovação da pastagem para o gado bovino.

Outro fator que pode ainda justificar a reduzida riqueza específica das duas áreas de estudo, talvez até mesmo sendo o principal, é a relativa homogeneidade ambiental em termos topográficos e pedológicos, mais especificamente quanto ao tipo de solo (Organossolos Háplicos) e ao seu regime hídrico (solos saturados). Em Ponta Grossa, grande parte da área (mais de 5,5 do total de 6 ha) apresentou

espessura do volume hístico de 100 cm e altura do nível freático em média com - 3 cm, refletindo inclusive no predomínio de uma única fitofisionomia em grande parte da área (Figura 3, Introdução Geral). Em Palmas, toda a área avaliada apresentava declividades homogêneas, entre 0 a 2% e solos com saturação hídrica plena (água ao nível ou acima superfície do solo) em grande parte do ano.

Comparando-se a riqueza entre as duas áreas do presente estudo, foi menor a encontrada para a vegetação da nascente do rio Caracará. Além disso, o número de gêneros também foi inferior, 57 em contraposição aos 70 em Palmas. Estes valores menores podem ser explicados pela maior descaracterização do entorno desta nascente. Esta condição poderia afetar a viabilidade de trocas de espécies entre esta zona e a área hidromórfica, tendo em vista, por exemplo, que espécies hidrófilas podem ocorrer simultaneamente em mais de um ambiente, como é possível verificar em Kozera et al. (2012), e pelas Tabelas 7 e 8 indicadas a seguir. Além disso, a variação ambiental quanto aos solos e geomorfologia é menos pronunciada neste local.

3.2.2 Índices de similaridade

Analisando-se os índices de similaridade obtidos entre estes estudos e os levantamentos de Kozera et al. (2012) e de Andrade et al. (2011) (Tabela 6), constataram-se valores percentuais que demonstraram ausência de similaridade entre os locais, de acordo com o mínimo preconizado por Mueller-Dombois & Ellenberg (1974) (25%). As exceções foram entre as duas áreas de estudo da autora, e entre a de Ponta Grossa e de Andrade et al. (2011). Neste último caso, a similaridade (27,4%) foi resultante provavelmente da maior proximidade geográfica (em torno de 40 km de distância) e das semelhanças quanto às características físicas do ambiente.

Tabela 6. Índices de similaridade e número de espécies em comum entre os levantamentos florísticos das nascentes do rio Caracará e do rio Dama e destes com Andrade et al. (2011) e Kozera et al. (2012).

Levantamento	Nascente do rio Caracará	Nascente do rio da Dama
Andrade et al. (2011) – hidrófilas	27,4% 30 spp.	20,6% 25 spp.
Kozera et al. (2012) – espécies ao menos hidrófilas	17,8% 20 spp.	19,3% 24 spp.
Kozera et al. (2012) – todas as espécies	11,6% 38 spp.	11,5% 39 spp.
Kozera et al. (2012) – espécies mesófilas e/ou higrófilas	7,6% 19 spp.	5% 15 spp.
Nascente do rio da Dama	28,2% 24 spp.	-----

As duas áreas de estudo da presente pesquisa são consideradas semelhantes entre si, com índice de similaridade de 28,2% (24 espécies em comum). Apesar da distância geográfica (em torno de 200 km em linha reta) e da barreira geográfica representada pela escarpa entre o Segundo e Terceiro planaltos paranaenses, a similaridade entre as duas áreas de estudo deve ter grande relação com a relativa proximidade de tamanho do local de levantamento (6,0 em Ponta Grossa e 3,9 ha em Palmas), pela igual frequência de visitas ao campo (mesmo esforço amostral), e sobretudo pelas características físicas semelhantes de solos (Organossolos Háplicos, com regime hídrico saturado) e clima (tipo Cfb).

Em relação ao estudo de Kozera et al. (2012), percebe-se uma importante diferença entre os três valores de índices de similaridade obtidos, quando consideradas no cálculo as espécies *ao menos hidrófilas* (“hd”) em comparação aos que foram obtidos através da reunião de todas as espécies e ainda de todas as higrófilas/mesófilas (“hg/ms”). Neste último caso, o índice de similaridade deve ter se tornado ainda menor pelo fato de não haver nenhuma espécie adaptada à hidromorfia. Estas constatações demonstram com clareza a necessidade de classificar as espécies segundo o regime hídrico de ocorrência, ao menos considerando espécies de solos com umidade/encharcamento (higrófilas ou hidrófilas) e sem umidade ou encharcamento (mesófilas).

Dentre as espécies relacionadas nas Tabelas 7 e 8, várias chamaram a atenção. Algumas delas, presentes ao mesmo tempo nos dois levantamentos de comparação, apareceram também com grande frequência na nascente do rio Caracará (Tabela 7). Foram elas *Blechnum cordatum*, *B. schomburgkii*, *Rhabdocolon lavanduloides*, *Thelypteris rivularioides* e *Rhynchospora marisculus*, todas identificadas também por Kozera et al. (2012) como *ao menos hidrófilas*, e dentre estas, a primeira e a última também ocorreram em Palmas (Tabela 8). Isto se torna uma referência da importância destas espécies na flora de ambientes campestres hidromórficos no estado do Paraná.

Eleocharis nudipes ocorreu tanto nas duas nascentes quanto nas duas áreas comparadas, onde no levantamento de Kozera et al. (2012) apareceu apenas no ambiente hidromórfico. A espécie sobressaiu em importância em distribuição no campo de Palmas, a qual foi bastante ampla, assim como em altura, destacando-se como a principal na análise fitossociológica (⁵Sousa et al., dados não publicados). Estas constatações, portanto, são evidências de sua exclusividade quanto a este tipo de condição ambiental.

Galium equisitoides (Tabela 8), espécie escandente, foi encontrada na área de Andrade et al. (2011) e também em Palmas, com uma distribuição ampla e contígua, principalmente nas fisionomias CA-P (campo arbustivo em Organossolo profundo) e CG-PP (campo gramíneo em Organossolo pouco profundo), ficando comumente em locais mais sombreados, entre as grandes massas de gramínoide. *Eryngium floribundum* desenvolveu-se apenas nos locais semi e não-hidromórficos na área de Kozera et al. (2012), todavia, diferentemente a isso, em Palmas foi comum nas fisionomias recém citadas, formando grandes adensamentos (Sousa, dados não publicados), sobretudo na fisionomia onde o nível freático apresentava as alturas mais elevadas (CA-P) (Capítulo II/Sousa et al., no prelo). Estas observações são um indicativo da plasticidade da referida espécie.

Das espécies encontradas nas duas nascentes, notou-se uma diferença marcante de abundância para *Blechnum schomburgkii*, espécie importante em Ponta Grossa, mas de ocorrência rara em Palmas (Sousa, dados não publicados). Por outro lado, *Ludwigia sericea*, com exceção da fisionomia CG-R de Palmas (campo gramíneo em Organossolo raso), ocorreu nos dois locais, ocupando grande parte

⁵ Sousa et al. Levantamento fitossociológico em campo de altitude em ambientes hidromórficos. Palmas, PR.

da área de levantamento e aumentando consistentemente em cobertura (Sousa, dados não publicados) onde o nível freático mostrou-se mais elevado e com fluxos de água mais intensos (Capítulo II).

Tabela 7. Relação de espécies em comum entre os levantamentos da nascente do rio Caracará e os de Andrade et al. (2011) e de Kozera et al. 2012. hd – espécie pelo menos hidrófila; hg/ms – espécie higrófila e/ou mesófila. *Espécies em comum entre as duas áreas deste estudo. ¹Apenas espécies hidrófilas.

Família/espécie	¹ Andrade et al. (2011)	Kozera et al. (2012) (hd)	Kozera et al. (2012) (hg/ms)
APIACEAE			
<i>Eryngium floribundum</i> Cham. & Schltl.*		x	
ASTERACEAE			
<i>Achyrocline saturoides</i> (Lam.) DC.*	x		x
<i>Baccharis crispa</i> Spreng.*	x		x
<i>Baccharis erioclada</i> DC.			x
<i>Barrosoa betonicaeformis</i> (DC.) R. M. King & H. Rob.*	x		x
<i>Campovassouria cruciata</i> (Vell.) R. M. King & H. Rob.	x		x
<i>Lessingianthus glabratus</i> (Less.) H. Rob.*			x
<i>Pluchea oblongifolia</i> DC.	x		
<i>Vernonia echioides</i> Less.*			
BEGONIACEAE			
<i>Begonia cucullata</i> Willd.		x	
<i>Begonia fischeri</i> Schrank	x		
BLECHNACEAE			
<i>Blechnum schomburgkii</i> (Klotzsch) C.Chr.*	x	x	
<i>Blechnum cordatum</i> (Desv.) Hieron.	x	x	
CYATHEACEAE			
<i>Cyathea atrovirens</i> (Langsd. & Fisch.) Domin*			
CYPERACEAE			
<i>Cyperus haspan</i> L.*	x		
<i>Cypeus rigens</i> C. Presl*		x	
<i>Eleocharis nudipes</i> (Kunth) Palla*	x	x	
<i>Lipocarpha humboldtiana</i> Nees		x	
<i>Rhynchospora consanguinea</i> (Kunth) Boeck.		x	
<i>Rhynchospora globosa</i> (Kunth) Roem. & Schultdl.	x		x
<i>Rhynchospora mariscululs</i> Lindl. ex Nees*	x	x	
<i>Rhynchospora rugosa</i> (Vahl) Gale	x		
<i>Scleria distans</i> Poir.		x	
<i>Scleria hirtella</i> Sw.	x		

ERIOCAULACEAE			
<i>Eriocaulum sellowianum</i> (Bong.) Koern.*	x		
<i>Singonanthus caulescens</i> (Poir.) Ruhland	x	x	
GESNERIACEAE			
<i>Sinningia elatior</i> (Kunth) Chautems	x		
HYPERICACEAE			
<i>Hypericum brasiliense</i> Choisy*			x
IRIDACEAE			
<i>Calydorea campestris</i> (Klatt) Backer			x
JUNCACEAE			
<i>Juncus microcephalus</i> Kunth	x	x	
LAMIACEAE			
<i>Rhabdocaulon lavanduloides</i> (Benth.) Epling	x	x	
LENTIBULARIACEAE			
<i>Utricularia tricolor</i> A. St.-Hil*	x	x	
MELASTOMATACEAE			
<i>Acisanthera alsinaefolia</i> (DC.) Triana			x
<i>Acisanthera variabilis</i> *		x	
<i>Leandra erostrata</i> (DC.) Cogn.			x
<i>Rhynchanthera brachyhyncha</i> Cham.*	x		x
<i>Tibouchina gracilis</i> (Bonpl.) Cogn.	x		x
ONAGRACEAE			
<i>Ludwigia sericea</i> (Cambess.) H. Hara*			
ORCHIDACEAE			
<i>Cyanaeorchis arundinae</i> (Rchb.f.) Barb.Rodr.	x		
OSMUNDACEAE			
<i>Osmunda regalis</i> L.	x		
POACEAE			
<i>Andropogon lateralis</i> Nees*	x	x	
<i>Arundinella hispida</i> (Willd.) Kuntze			x
<i>Leptocoryphium lanatum</i> (Kunth) Nees	x		
<i>Otachyrium versicolor</i> (Döll) Henrard	x		x
<i>Panicum schwackeanum</i> Mez			x
<i>Paspalum maculosum</i> Trin.			x
<i>Saccharum asperum</i> (Nees) Stend.*		x	
<i>Schizachyrium condensatum</i> (Kunth) Nees		x	
PTERIDACEAE			
<i>Adiantopsis chlorophylla</i> (Sw.) Fée	x		x
SCROPHULARIACEAE			
<i>Buddleja elegans</i> Cham. & Schltld.	x		
THELYPTERIDACEAE			
<i>Thelypteris rivularioides</i> (Fée) Abbiatti*	x		x
XYRIDACEAE			
<i>Xyris jupicai</i> Rich.		x	
<i>Xyris schizachne</i> Mart.*		x	

Tabela 8. Relação de espécies em comum entre os levantamentos florísticos da nascente do rio da Dama, e os de Andrade et al. (2011) e Kozera et al. (2012). hd – espécie pelo menos hidrófila; hg/ms – espécie higrófila e/ou mesófila.* Espécies em comum entre as áreas das duas nascentes em estudo. ¹Apenas espécies hidrófilas.

Família/espécie	¹ Andrade et al.	Kozera et al. (hd)	Kozera et al. (hg/ms)
APIACEAE			
<i>Eryngium floribundum</i> Cham. & Schltl.*			x
<i>Eryngium pandanifolium</i> Cham. & Schltl.		x	
ASTERACEAE			
<i>Achyrocline satureoides</i> DC.*	x		x
<i>Baccharis crispa</i> Spreng.*	x		x
<i>Baccharis illinita</i> DC.		x	
<i>Barrosoa betonicaeformis</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.*	x		x
<i>Campovassouria cruciata</i> (Vell.) R. M. King & H. Rob.*	x		x
<i>Hypochaeris lutea</i> (Vell.) Britton	x		
<i>Lessingianthus glabratus</i> (Less.) H. Rob.*			x
<i>Vernonia echiooides</i> Less.*			
BLECHNACEAE			
<i>Blechnum schomburgkii</i> (Klotzsch) C.Chr.*	x		
CAMPANULACEAE			
<i>Lobelia nummularioides</i> Cham.	x	x	
CAPRIFOLIACEAE			
<i>Valeriana muelleri</i> Graebn.			x
CYATHEACEAE			
<i>Cyathea atrovirens</i> (Langsd. & Fisch.) Domin*			
CYPERACEAE			
<i>Cyperus haspan</i> L.*			
<i>Cyperus rigens</i> C. Presl*	x	x	
<i>Eleocharis nudipes</i> (Kunth) H. Pfeiff.*	x	x	
<i>Pycreus lanceolatus</i> (Poir.) C.B. Clarke		x	
<i>Rhynchospora emaciata</i> (Nees) Boeckeler		x	
<i>Rhynchospora marisculus</i> Lindl. Ex Nees*	x	x	
<i>Rhynchospora tenuis</i> Willd. ex Link		x	
<i>Rhynchospora velutina</i> (Kunth) Boeckeler			x
<i>Scleria leptostachia</i> Kunth			
ERICACEAE			
<i>Agarista chlorantha</i> (Cham.) G.Don	x		
ERIOCAULACEAE			
<i>Eriocaulum ligulatum</i> L.B. Sm.	x	x	
<i>Eriocaulum sellowianum</i> Kunth*			
HYPERICACEAE			
<i>Hypericum brasiliense</i> Choisy*			x
IRIDACEAE			
<i>Syzirinchium micranthum</i> Cav.			x
JUNCACEAE			
<i>Juncus densiflorus</i> Kunth	x	x	
<i>Juncus microcephalus</i> Kunth*	x	x	
LENTIBULARIACEAE			
<i>Utricularia praelonga</i> A.St.-Hil. & Girard		x	

<i>Utricularia tricolor</i> A. St.-Hil.*		X	
MELASTOMATACEAE			
<i>Acisanthera variabilis</i> (DC.) Triana*		X	
<i>Rynchanthera brachyrhynca</i> Cham.*	X		X
<i>Tibouchina ursina</i> (Cham.) Cogn.	X		X
ONAGRACEAE			
<i>Ludwigia sericea</i> (Cambess.) H. Hara*			
POACEAE			
<i>Agrostis longiberbis</i> Hack. ex L.B. Sm.	X		
<i>Andropogon lateralis</i> Nees*	X	X	
<i>Andropogon virgatus</i> Desv. ex Ham.	X		X
<i>Calamagrostis viridiflavescens</i> (Poir.) Steud.			
<i>Chascolytrum calotheca</i> (Trin.) Hack.	X	X	
<i>Eriochrysis cayanensis</i> P. Beauv.		X	
<i>Saccharum asperum</i> (Nees) Steud.*	X	X	
<i>Sacciolepis vilvoidea</i> (Trin.) Chase		X	
POLYGALACEAE			
<i>Monnina tristaniana</i> A. St.-Hil.			
RUBIACEAE			
<i>Galianthe chotadiana</i> (Standl.) E.L.Cabral			
<i>Galium equisetoides</i> (Cham. & Schltld.) Standl.	X		
<i>Oldenlandia salzmanii</i> (DC.) Benth. & Hook. f. ex B.D. Jacks.		X	
SCROPHULARIACEAE			
<i>Buddleja elegans</i> Cham. & Schltld.	X		
THELYPTERIDACEAE			
<i>Thelypteris rivularioides</i> (Fée) Abbiatti*	X		X
XYRIDACEAE			
<i>Xyris regnellii</i> L.A.Nilsson	X	X	
<i>Xyris schizachne</i> Mart.*		X	
<i>Xyris stenophylla</i> L. A. Nilsson	X	X	
<i>Xyris tortula</i> Mart.			X

4 CONCLUSÕES

- A riqueza de espécies da vegetação hidrófila das duas áreas de estudo resultou em valores relativamente baixos quando comparada a outros levantamentos realizados em ambientes hidromórficos, localizados geograficamente próximos e com solos e clima semelhantes. A isto se pode atribuir o grande comprometimento da vegetação no entorno dos campos hidrófilos das nascentes e sobretudo à homogeneidade ambiental em termos topográficos e pedológicos das áreas de estudo;
- Os dados de riqueza foram ainda menores que outros levantamentos em ambiente não-hidromórfico, o que deve apresentar uma forte relação com o elevado grau de hidromorfia das duas áreas de estudo.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Além da moderada quantidade de levantamentos em ambientes hidromórficos, não foi possível, dentre eles, fazer um maior número de comparações pela forma de apresentação das listagens florísticas. Comumente não há informações sobre o tipo de campo/ambiente em que as espécies ocorrem, a exemplo de trabalhos como os de Boldrini et al. (2009) e Mioduski & Moro (2011). Alguns outros, a despeito de compreender listagens elaboradas com os táxons segundo a umidade do solo ou o hábito (ex: campestres e lenhosas), os dados não haviam sido compilados, indicando-se o número de espécies em função de tais condições. Isto propicia certa dificuldade para efetuar comparações, quando se tem um número muito elevado espécies, como no caso dos levantamentos de Cervi et al. (2007) (1356 táxons) e de Carmo (2006) (634 táxons).

Segundo ao que foi exposto, percebe-se a necessidade de que trabalhos futuros sejam elaborados buscando-se detalhar da melhor forma possível as particularidades do ambiente onde as espécies foram observadas, relacionando-as de preferência à hidromorfia e/ou tipo de solo. Desta forma, a contribuição destes trabalhos será ainda maior para o conhecimento da distribuição das espécies.

Ainda que se tenha encontrado menor riqueza de espécies de uma forma geral na vegetação hidrófila das duas nascentes, é pertinente ressaltar as importantes funções abióticas decorrentes da grande capacidade de reserva de água, assim como de carbono, tanto nos solos como na biomassa vegetal (Sousa et. al, no prelo/Capítulo II; Capítulo III). Além disso, foram encontradas nas duas áreas, três espécies englobadas na Lista Vermelha de Plantas Ameaçadas de Extinção no Estado do Paraná, afora o primeiro registro para o estado do Paraná de *Baccharis sphagnophila* A. A. Schneid. & G. Heiden (Asteraceae) em Palmas. Estas constatações reforçam a importância para a conservação destas áreas.

De qualquer forma, outros levantamentos em áreas hidromórficas campestres, especialmente em Organossolos em regiões de planaltos no sul do Brasil, são oportunos no intuito de verificar se as riquezas encontradas são inerentes ou não a estes tipos de ambiente. Na verdade, mais estudos são fundamentais para o conhecimento mais aprofundado da riqueza destes ambientes, singulares também quanto à fragilidade ambiental, em função do tipo de vegetação e solos inerentes a eles.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, B. O. 2010. A vegetação das nascentes do rio Tibagi e sua relação com o regime hídrico dos solos. Dissertação de mestrado em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- ANDRADE, B. O., KOZERA, C., CURCIO, G. R. & GALVÃO, F. 2011. Vascular grassland plants of Tibagi river spring, Ponta Grossa, Brazil. Check list (Journal of species lists and distribution). 7(3):257-262.
- APG III (Angiosperm Phylogeny Group). 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. Botanical Journal of the Linnean Society. 161:105-121.
- ARAÚJO, G. M., BARBOSA, A. A. A., ARANTES, A. A. & AMARAL, A. F. 2002. Composição florística de veredas no município de Uberlândia, MG. Revista Brasil. Bot. 25(4):475-493.
- BATALHA, M. A. & MANTOVANI, W. 2000. Reproductive phenological patterns of cerrado plant species at the Pé-de-Gigante Reserve (Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brazil): a comparison between the herbaceous and woody floras. Revista Brasileira de Botânica. 60(1):129-145.
- BATISTA, L R. M; LORSCHETTER, M. L.; SCHERER, C. 2012. Floristic composition of a subtropical bog, Eastern Plateau from southern Brazil. Check List 8(2): 224-236.
- BILENCA, D. N. & MIÑARO F. O. 2004. Identificación de áreas valiosas de pastizales (AVPs) em las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina. 1:1-333.
- BOLDRINI, I. I. 2002. Campos sulinos: caracterização e biodiversidade. In Biodiversidade, Conservação e Uso Sustentável da Flora do Brasil. (Araújo, E. L., Noura, A. D. N., Sampaio, E. V. S. B., Gestinari, L. M. S., Carneiro, J. M. T. eds.), Sociedade Botânica do Brasil, Universidade Federal Rural de Pernambuco, p.95-97.
- BOLDRINI, I. I.; MIOTTO, S. T. S. 1987. Levantamento fitossociológico de um campo limpo da Estação Experimental Agrônômica da UFRGS, Guaíba, RS. Acta Bot. Bras. 1 (1): 49-56.
- BOLDRINI, I. I.; EGGERS, L. 1996. Vegetação campestre do sul do Brasil: dinâmica de espécies à exclusão do gado. Acta Bot. Bras. 10 (1): 37-50.
- BOLDRINI, I. I., EGGERS, L., MENTZ, L. A., MIOTTO, S. T. S., MATZENBARCHER, N. I., LONGUI-WAGNER, H. M., TREVISAN, R., SCHNEIDER, A. A. & SETÚBAL, R. B. 2009. Flora (Capítulo 3). In Biodiversidade dos campos do planalto das Araucárias (Boldrini, I. I. org.) MMA, Brasília. p.39-94.

BOLDRINI, I. I. et al. Bioma Pampa: diversidade florística e fisionômica. 2010. Porto Alegre: editora Palotti. 64 p.

BRASIL. Decreto de 3 de abril de 2006. Cria o Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas, no Estado do Paraná, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Dnn/Dnn10807.htm>. Acesso em: 30 mar. 2013.

CARMO, M. R. B. 2006. Caracterização fitofisionômica do Parque Estadual do Guartelá, município de Tibagi, estado do Paraná. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

CASTRO, A. A. J. F., MARTINS, F. R., TAMASHIRO, J. Y. & SHEPHERD, G. J. 1999. How rich is flora of Brazilian cerrados? *Annals of Missouri Botanical Garden*. 86:192-224.

CERVI, A. C., SCHWARTZ, E. A. & GUIMARÃES, O. 2003. Levantamento florístico de um campo do primeiro planalto paranaense. *Curitiba, Paraná, Brasil. Sellowia*. 53(55):29-50.

CERVI, A. C., LINSINGEN, L., HATSCHBACH, G. & RIBAS, O. S. 2007. A vegetação do Parque Estadual de Vila Velha, município de Ponta Grossa, Paraná, Brasil. *Boletim do Museu Botânico Municipal*. 69:1-52.

CORNELISSEN et. al. 2003. A handbook for protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal do Botany*, 51: 335-380.

COSTA, C. S. B., IRGANG, B. E., PEIXOTO, A. R. & MARANGONI, J. C. 2003. Composição florística das formações vegetais sobre uma turfeira topotrófica da planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta bot. bras.* 17(2):203-212.

DALAZOANA, K.; SILVA, M. A.; MORO, R. S. 2007. Comparação de três fisionomias de campo natural no Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, PR. *Revista Brasileira de Biociências (Impresso)*. 5:675-677.

DALAZOANA, Karine; MORO, R. S. 2011. Riqueza específica em áreas de campo nativo impactadas por visitação turística e pastejo no Parque Nacional dos Campos Gerais, PR. *Floresta (Impresso)*. 41:387-396.

HATSCHBACH, G. G. & MOREIRA FILHO, H. 1972. Catálogo florístico do Parque Estadual de Vila Velha (Estado do Paraná – Brasil). *Boletim do Museu Botânico Municipal, Curitiba*. 28:1-49.

HEFLER, S. M., CERVI, A. C. & SANTOS, E. P. 2003. Flórula do Morro dos Perdidos, Serra de Araçatuba, Estado do Paraná, Brasil: Plantaginaceae. *Estudos de Biologia, Curitiba*. 25(50):17-21.

GARCIA, E. N.; BOLDRINI, I. I.; JACQUES, A. V. A. 2002. Dinâmica de formas vitais de uma vegetação campestre sob diferentes práticas de manejo e exclusão. Iheringia (Porto Alegre). 57 (2): 215-241.

GIRARDI-DEIRO, A. M., GONÇALVES, J. O.; GONZAGA, S. S. 1992. Campos naturais ocorrentes no diferentes tipos de solos do município de Bagé. 2: Composição e florística. Iheringia, Série Botânica, 42: 55-79.

HATSCHBACH, G. G. & MOREIRA FILHO, H. 1972. Catálogo florístico do Parque Estadual de Vila Velha (Estado do Paraná – Brasil). Boletim do Museu Botânico Municipal, Curitiba. 28:1-49.

HATSCHBACH, G. G; ZILLER, S. 1995. Lista vermelha de plantas ameaçadas de extinção no estado do Paraná. SEMA/GTZ, Curitiba, PR. 139 p.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. Portaria Nº 37-N, de 3 de abril de 1992. Lista oficial de espécies da flora brasileira ameaçada de extinção. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamento/legislacao/federal/portarias/1992_Port_IBAMA_37.pdf>. Acesso em: 03/03/2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 2012. Manual Técnico da vegetação brasileira, nº 1. In Manuais técnicos em geociência. 2 ed. Rio de Janeiro, Ministério de Planejamento, Orçamento e Gestão.

KLEIN, R. M. & HATSCHBACH, G. 1971. Fitofisionomia e notas complementares sobre o mapa fitogeográfico de Quero-Quero (Paraná). Boletim Paranaense de Geociências. 28(29):159-188.

KLEIN, R. M. 1975. Southern Brazilian phytogeographic features and the probable influence of upper Quaternary climatic changes in the floristic distribution. Boletim Paranaense de Geociências. 33:67-88.

KLEIN, R. M. 1984. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. Sellowia. 36:5-54.

KOZERA, C. 2008. Florística e fitossociologia de uma Formação Pioneira com Influência Fluvial e de uma Estepe Gramíneo-Lenhosa em diferentes unidades geopedológicas, município de Balsa Nova, Paraná – Brasil. Tese de Doutorado em Ciências Florestais. Curitiba, Universidade Federal do Paraná.

KOZERA, C., KUNIYOSHI, Y. S., GALVÃO, F. & CURCIO, G. R. 2009. Composição florística de uma formação pioneira com influência fluvial em Balsa Nova, Pr, Brasil. Floresta. 39(2):309-322.

KOZERA, C., KUNIYOSHI, Y. S., GALVÃO, F. & CURCIO, G. R. 2012. Espécies vasculares de uma área de campos naturais do sul do Brasil em diferentes unidades pedológicas e regimes hídricos. Revista Brasileira de Biociências. 10(3):267-274.

LOBO, P. C. & JOLY, C. A. 1998. Tolerance to hypoxia and anoxia in neotropical

species. In *Ecophysiological strategies of xerophytic and amphibious plants in the neotropics* (Scarano, F. R. & Franco, A. C. eds). Series *Oecologia Brasiliensis*, IV. PPGE-UFPRJ, Rio de Janeiro, p.137-156.

LUSARSKI, S. R., CERVI, A. C., GUIMARÃES, O. A. & SANTOS, E. P. 2003. Flórmula do Morro dos Perdidos, Serra de Araçatuba, estado do Paraná, Brasil: Clusiaceae gênero *Hypericum* L. *Estudos de Biologia, Curitiba*. 25(50):23-28.

MAACK, R. *Geografia física do estado do Paraná*. 1968. Curitiba: José Olympio.

MIODUSKI, J. & MORO, R. S. 2011. Grupos funcionais da vegetação campestre do Alagados, Ponta Grossa, Paraná. *Iheringia - Série Botânica*. 66(2):241-256.

MORO, R. S., SOUZA-NOGUEIRA, F.; KOCH, M.; MILAN, E; MIODUSKI, J.; PEREIRA, K. T.; MORO, F. R. 2012. Grassland Vegetation of Pitangui River Valley, Southern Brazil. *International Journal of Ecosystem*. 2: 161-170.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Instrução Normativa no 6, de 23 de setembro de 2008. Lista oficial das espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção. Disponível em:

<<http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/instrucao6.pdf>>. Acesso em: 02/03/2013.

MOCOCHINSKI, A. Y. 2006. Campos de altitude na serra do mar paranaense: aspectos florísticos e estruturais. Dissertação de mestrado em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

MOCOCHINSKI, A. Y. & SCHEER, M. B. 2008. Campos de altitude na serra do mar paranaense: aspectos florísticos. *Revista Floresta*. 38(4):625-640.

MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: John Wiley and Sons, 547p.

MUNHOZ, C. B. R. & FELFILI, J. M. 2007. Florística do estrato herbáceo-subarbustivo de um campo limpo úmido em Brasília, Brasil. *Biota Neotropica*. 7(3):205-215

PEREIRA, S. 2002. Flórmula do Morro dos Perdidos, Serra do Araçatuba, Paraná: Poaceae, exceto Bambusoideae. Mestrado em Botânica, Curitiba. UFPR.

PILLAR, V. P.; JACQUES, A. V. A. ; BOLDRINI, I. I. 1992. Fatores de ambiente relacionados à variação da vegetação de um campo natural. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 27 (8): 1089-1101.

PINTO, M. F.; NABINGER, C.; BOLDRINI, I. I.; FERREIRA, P. M. A.; SETUBAL, R. B.; TREVISAN, R.; FEDRIGO, J. K.; CARASSAI, I. J., 2013. Floristic and vegetation structure of a grassland plant community on shallow basalt in Southern Brazil. *Acta Botanica Brasílica* (Impresso). 27: 162-179.

REITZ, R. 1978. Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina. *Flora Ilustrada*

Catarinense. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues.

RACHWAL, M. F. G. Fluxos de gases de efeito estufa em Organossolo natural e drenado, Paraná, Brasil. 2013. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal). UFPR, Curitiba, PR.

REBELLATO, L. & CUNHA, C. N. 2005. Efeito do "fluxo sazonal mínimo da inundação" sobre a composição e estrutura de um campo inundável no Pantanal de Poconé MT, Brasil. Acta. Bot. Bras. 19(4):789-799.

REITZ, R. 1978. Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina. Flora Ilustrada Catarinense. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues.

RODERJAN, C. V. 1997. Caracterização da vegetação dos refúgios vegetacionais altomontanos (Campos de altitude) nas Serras dos Órgãos e Capivari no Estado do Paraná. Relatório científico. CNPq Processo nº 523447/95-7.

SALVADOR, G. S.; SANTOS, E. P. & CERVI, A. C. 2005. Flórua do Morro dos Perdidos, Serra de Araçatuba, Estado do Paraná, Brasil: Ochnaceae. Estudos de Biologia, Curitiba – PR. 27(61):13-17.

SCHEER M. B.; CURCIO , G. R.; RODERJAN, C. V. 2013. Carbon and water in upper montane soils and their influences on vegetation in Southern Brazil. ISRN Soil Science. 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1155/2013/348905>>. Acesso em: 22 jan. 2013.

SCHNEIDER, Â. A.; HEIDEN, G.; BOLDRINI, I. I. *Baccharis sphagnophila*, a new species of *Baccharis* sect. Caulopterae (Compositae: Astereae) from the highlands of Southern Brazil. Kew Bulletin, v. 66, p. 1-3, 2011.

SETUBAL, R. B.; BOLDRINI, I. I.; FERREIRA, P. M. A. (Org.). 2011. Campos dos Morros de Porto Alegre. Porto Alegre: Igré – Associação Sócio-Ambientalista. 256 p.

SETUBAL, R. B.; BOLDRINI I.I. 2012. Phytosociology and natural subtropical grassland communities on a granitic hill in southern Brazil. Rodriguésia 63(3): 513-524.

SILVA, R. R., CERVI, A. C. & SANTOS, E. P. 2010. Flórua do Morro dos Perdidos, Serra de Araçatuba, Paraná, Brasil: Ericaceae. Acta Biologica Paranaense. 39:87-97.

SIMÃO, C. 2008. Caracterização florística e espectro biológico de refúgios vegetacionais altomontanos no morro Anhangava, Parque Estadual Serra da Baitaca, Paraná. Dissertação de mestrado em Botânica, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

SMITH, A. R., PRYER, K. M., SCHUETTPELZ, E., KORALL, P., SCHNEIDER, H. & WOLF, P. G. 2006. A classification for extant ferns. Táxon. 55(3):705-731.

SOUSA, L. P.; RACHWAL, M. F. G.; MARQUES, R.; CURCIO, G. R. (no prelo). Above and belowground biomass of wet subtropical grassland in a river spring: relationship with geo-pedological factors, Ponta Grossa, Paraná State. Biota Neotropica.

SOUSA, R. O., VAHL, L. C., OTERO, K. X. L. Química ds solos alagados. In Química e mineralogia do solo, parte II – aplicações (Melo, V. F. & Alleoni, R. F. eds). Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, UFV. p.485-528.

TANNUS, J. L. S. & ASSIS, M. A. 2004. Composição de espécies vasculares de campo sujo e campo úmido em área de cerrado, Itirapina – SP, Brasil. Revista Brasileira de Botânica. 27(3):489-506.

TRAMUJAS, A. P. 2000. A vegetação dos campos de altitude na região do Ibitiraquire – Serra do Mar – Municípios de Antonina, Morretes e Campina Grande do Sul, Paraná. Mestrado em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

TRYON, R. M. & TRYON, A. F. 1982. Ferns and Allied. Plants with special reference to Tropical America. New York: Springer-Verlag. 857p.

VIEIRA, E. R., SANTOS, E. P. & TARDIVO, R. C. 2003. Floristic survey on the Morro dos Perdidos, Serra do Araçatuba, Paraná, Brazil: Iridaceae. Estudos de Biologia. 25(51):17-29.

ZANIN, A.; LONGHI-WAGNER, H. M.; SOUZA, M. L. D.; RIEPER, M. 2009. Fitofisionomia das formações campestres do Campo dos Padres, Santa Catarina, Brasil. Ínsula (Florianópolis), 38: 42-57.

CAPÍTULO II

QUANTIFICAÇÃO DA BIOMASSA AÉREA E SUBTERRÂNEA

1 INTRODUÇÃO

Os patamares mais elevados dos planaltos comportam uma importante parcela de vegetação campestre brasileira, a qual se restringe a climas frios, peculiares das grandes altitudes. Estas regiões são submetidas à condensação de massas de ar úmido oriundas de sudeste, do Oceano Atlântico, e a noroeste, da Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) e da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) (Grimm 2009). Esta condição, conjugada à presença interativa de outros fatores da paisagem, levam a ocorrência de sítios particularmente propícios à formação de solos hidromórficos. Estas áreas são constituídas por *campos hidrófilos* desenvolvidos predominantemente sobre Organossolos, os quais são compostos por volumes hísticos, fundamentalmente originados de material vegetal (Anjos et al. 2008). A matéria orgânica formada por este material vegetal, por sua vez, reflete os dois processos básicos que caracterizam o funcionamento dos ecossistemas: a produtividade e a decomposição.

A produtividade primária líquida consiste no ganho, via fotossíntese, de biomassa por unidade de área no decorrer de determinado período, e excluído das perdas por respiração, representando, portanto, a matéria vegetal disponível para os organismos decompositores (Long et al. 1989; Scurlock et al. 2002). É relevante no entendimento da dinâmica ecossistêmica e é considerado como o parâmetro de avaliação de fluxo de carbono mais empregado (Scurlock & Hall 1998, Scurlock et al. 2002, Paruelo et al. 2010). Neste âmbito, as formações campestres são consideradas ambientes muito produtivos, com uma amplitude podendo variar entre $1000 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ em estepes desérticas, a $4400 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ em banhados em clima temperado (*bogs*), condição que se deve, além de outros fatores, ao intenso crescimento dos seus sistemas subterrâneos (Titlyanova et al. 1999). Dados como estes, mostram-se convergentes às estimativas de contribuição da vegetação campestre na produtividade primária do globo, de pelo menos 20% (Scurlock & Hall 1998). Contudo, são requeridas informações mais consistentes e completas acerca deste parâmetro, especialmente aquelas relacionadas à da biomassa subterrânea, a

qual é comumente negligenciada, não chegando a 10% dos estudos (Scurlock & Hall 1998, Titlyanova et al. 1999). É de grande importância, uma vez que pode ser de três a cinco vezes maior que a biomassa aérea (Titlyanova et al. 1999), proporções muito superiores àsquelas de vegetação florestal, onde normalmente a relação biomassa subterrânea/aérea é menor que 1 (Cairns et al. 1997, Castro & Kauffman 1998).

Muitas pesquisas se utilizam da quantificação da biomassa da vegetação campestre e buscam diversos objetivos. Dentre eles, tem-se a avaliação do estoque e fluxo de carbono (Adair et al. 2009, Paruelo et al. 2010, Fidelis et al. 2012) e da pressão sobre a vegetação relacionada ao pastoreio (Pucheta et al. 1998, Heringer & Jaques 2002, Pozer & Nogueira 2004) e ao fogo (Kauffman et al. 1994, Castro & Kauffman 1998, Delitti et al. 2001, Fildelis et al. 2010, Fidelis et al. 2012). Todavia, faltam informações sistematizadas para compor bases de dados que possam auxiliar no conhecimento mais global sobre a produtividade de biomas ou ecossistemas específicos, sobretudo na América do Sul (Cramer et al. 1996, Scurlock et al. 2002).

Nos tipos de vegetação que apresentam elevada riqueza de espécies por área, é pertinente que os estudos sejam feitos com base em *grupos funcionais*, o que se mostra apropriado para as formações campestres. Estes grupos correspondem a conjuntos de espécies que possuem características que são capazes de responder de forma similar ao ambiente, ou que tenham efeitos (ou funções) similares sobre os processos ecossistêmicos (Pillar 1999, Louault. et al. 2005). Possibilitam deste modo, interpretações sobre as relações entre plantas e o ambiente, podendo ser aplicados, por exemplo, na restauração ambiental (Mioduski & Moro 2011). Os critérios para a sua definição compreendem características morfológicas, ecológicas ou fisiológicas (Pillar 1999, Violle et al. 2011).

No Brasil, e especificamente na região Sul, a vegetação campestre é muito pouco conhecida sob o aspecto de produtividade (ver Heringer & Jaques 2002) e até mesmo em relação à quantificação (acúmulo) de biomassa (Fidelis et al. 2010, Andrade 2010). A maior concentração de dados é verificada no Cerrado (Pivello & Coutinho 1992, Kauffman et al. 1994, Castro & Kauffmann 1998, Delitti et al. 2001, Fidelis et al. 2012), além de algumas raras pesquisas no Pantanal (Pozer & Nogueira 2004) e na Amazônia (Long et al. 1989). Destas pesquisas, poucas englobaram a avaliação da biomassa subterrânea, ou analisaram a vegetação em função de variações nas características físicas do ambiente.

Entende-se que poderiam ocorrer alterações na quantidade de biomassa total, aérea e subterrânea, e/ou entre grupos funcionais, em virtude de diferenciações na altura do nível freático, decorrentes de variações de atributos do solo e de posicionamento na paisagem. Desta forma, os objetivos desta pesquisa foram: i) verificar o comportamento do nível freático ao longo do tempo para cada fisionomia e sua relação com variáveis físicas (meteorológicas, geomorfológicas e pedológicas); ii) quantificar a biomassa aérea e subterrânea da vegetação das nascentes do rio Caracará e do rio da Dama, dividindo-se a primeira em grupos funcionais; iii) comparar biomassas entre as diferentes fisionomias constatadas; iv) em cada área de estudo, averiguar relações entre a biomassa e variáveis físicas inerentes a cada fisionomia (hidrológicas, pedológicas e meteorológicas).

2 PROCEDIMENTO METODOLÓGICO

2.1 Coleta de dados meteorológicos

Dados meteorológicos mensais de precipitação e de temperatura foram obtidos de maio de 2010 a outubro de 2011, totalizando 18 meses. Foi utilizada uma estação meteorológica portátil marca Davis, modelo Vantage Vue, instalada a aproximadamente 150 m e 120 m à montante da nascente, respectivamente em Ponta Grossa e Palmas.

Médias mensais de precipitação foram comparadas às médias mensais da série histórica dos dois municípios (entre 1976 a 2005, obtidas em Wrege et al. 2011), a fim de constatar prováveis anormalidades de precipitação, ou seja, 20% acima ou abaixo da média histórica. Para tal, foram calculadas as diferenças das médias mensais entre os dois períodos e transformadas em porcentagem. O mesmo não foi feito para a fisionomia CG-D (campo gramíneo em Organossolo drenado de Ponta Grossa), tendo em vista que o estudo neste caso teve como intuito específico apenas verificar possíveis diferenças na quantificação de biomassa em relação à CG-PI (campo gramíneo em Organossolo parcialmente inundado), que correspondeu ao mesmo tipo de fisionomia, porém destituída de drenagem.

2.2 Medições do nível freático

Nas fisionomias CG-PI e CA-I (campo arbustivo em Organossolo inundado), foram feitas medições quinzenais da altura do nível freático, também de maio de 2010 a novembro de 2011, através de 15 poços hídricos distribuídos em cinco blocos, com três repetições cada (Figuras 3 e 6, Introdução Geral). Todas as medições foram transformadas em médias mensais por fisionomia.

Buscou-se relacionar as flutuações da altura do nível freático com variáveis meteorológicas (precipitação acumulada, temperatura mínima, temperatura máxima e temperatura média), pedológicas (espessura de volume hístico) e geomorfológicas (feições geomórficas e posição na paisagem). As primeiras, por serem quantitativas, foram avaliadas mediante análise estatística (ver item 2.4.1). A variação do nível freático ao longo do período das medições foi conjugada às precipitações e ilustrada graficamente (Figuras 2 e 6).

Os dados de altura do nível freático da fisionomia CG-D foram obtidos em Rachwal (2013). As medições foram feitas mensalmente a partir de setembro de 2010, data do estabelecimento da drenagem artificial, por meio de quatro poços hídricos estabelecidos na metade inferior da área interna do dreno (Figura 3, Introdução Geral). O nível freático apresentou um decaimento gradativo desde a instalação do dreno (setembro de 2010), chegando a uma média de – 59 cm.

2.3 Coleta e triagem da biomassa

A coleta da biomassa foi feita em fevereiro de 2011, período de pico de crescimento das plantas. A parte aérea foi coletada em parcelas de 0,5 m x 0,5 m (Figura 1a) e nela incluída a biomassa morta em pé. A parte subterrânea foi obtida em subparcelas, dentro das primeiras, com área de 0,25 m x 0,25 m, na profundidade de 20 cm (Figura 1b), onde foi observada a maioria das raízes e/ou rizomas.

As parcelas foram distribuídas de forma sistemática, com número e espaçamentos apontados na Tabela 1. A variação desta distribuição entre as fisionomias, foi em função das distintas áreas ocupadas por cada uma, e também pelo fato das parcelas serem vinculados às de fitossociologia, utilizadas em pesquisa

realizada paralelamente (⁶Sousa et al., dados não publicados) (Figura 3, Introdução Geral).

Tabela 1. Delineamento da distribuição das parcelas de biomassa em Ponta Grossa e Palmas, PR.

Fisionomia	Ponta Grossa				Palmas	
	CG-PI	CA-I	CG-D	CA-P	CG-PP	CG-R
Nº parcelas	12	8	8	8	12	8
¹Espaçamento entre linhas	30	10	5	15	15 ou 30	15 ou 30
Espaçamento na linha	20 ou 40	5 a 8	5	5 ou 10	15 ou 20	12 ou 15

¹No sentido do fluxo d'água. CG-PI: campo graminoso em Organossolo parcialmente inundado; CA-I: campo arbustivo em Organossolo inundado; CG-D: campo graminoso em Organossolo drenado; CA-P: campo arbustivo em Organossolo profundo; CG-PP: campo graminoso em Organossolo pouco profundo; CG-R: campo graminoso em Organossolo raso.

A triagem da biomassa foi realizada em laboratório, dividindo-se a aérea em cinco grupos funcionais (Tabela 2; Figura 1c). Os critérios para esta divisão foram a importância em cobertura observada visualmente (graminoides, arbustivas e herbáceas de baixa decomposição - HBD), presença de tecido de decomposição mais lenta (arbustivas e HBD) e de decomposição mais rápida (grupo das herbáceo-subarbustivas - HS) e presença de atributo funcional de capacidade de retenção de água, no caso de *Sphagnum recurvum* P. Beauv. (herbácea avascular - HA) (Vitt 2002). A biomassa subterrânea não foi dividida em grupos funcionais pela dificuldade em proceder esta distinção, sendo esta apenas separada da base da porção aérea (Figura 1d) e lavada em peneira com água corrente a fim de retirar o solo aderido.

⁶ Sousa et al. Levantamento fitossociológico em campo de altitude em ambientes hidromórficos. Ponta Grossa, PR.

Tabela 2. Grupos funcionais da biomassa. Ponta Grossa e Palmas, PR.

Grupo funcional	Descrição do grupo funcional	Local
arbustivas	¹ Plantas lenhosas com altura entre 0,8 a 2 m, ramificando desde a base ou perto dela.	Ponta Grossa e Palmas
graminoides	Poaceae, Cyperaceae, Juncaceae e Xyridaceae (famílias com espécies de folhas filiformes a lineares)	Ponta Grossa e Palmas
herbáceo-subarbustivas (HS)	² subarbustivas mais herbáceas (com exceção das graminoides, <i>Sphagnum recurvum</i> P. Beauv., <i>Blechnum cordatum</i> (Desv.) Hieron. e <i>B. schomburgkii</i> (Klotzsch) C. Chr.	Ponta Grossa e Palmas
herbáceas de baixa decomposição (HBD)	Composto por <i>Blechnum cordatum</i> e <i>B. schomburgkii</i>	Ponta Grossa
herbácea avascular (HA)	Composto por <i>S. recurvum</i>	Ponta Grossa

¹Baseado em Cornelissen et al. (2003) e no IBGE (2012). ²Plantas com altura inferior a 0,8 m, sublenhosas (com certa rigidez, mas de fácil secção) na fase adulta ou lenhosas só na base (adaptação de IBGE, 2012).

Todo o material foi submetido à secagem por dois a cinco dias a uma temperatura de 60° C e pesado em balança analítica com precisão de duas casas decimais. Os valores foram apresentados segundo a divisão em grupos funcionais, em biomassa aérea (BA, soma de todas as biomassas aéreas de todos os grupos funcionais, mais a *miscelânea*), biomassa subterrânea (BS) e biomassa total (BT, obtida pela média de todas as medidas juntas da BA e da BS de cada parcela). A *miscelânea* foi formada por uma mistura de difícil separação do material dos grupos funcionais da biomassa aérea.



Figura 1. Coleta e triagem de biomassa. **a.** Moldura de 0,5 m x 0,5 m para coleta de biomassa aérea. **b.** Coleta da biomassa subterrânea (0,25 m x 0,25 m). **c.** Triagem da biomassa aérea. **d.** Triagem da biomassa subterrânea, com retirada da base da porção aérea.

2.4. Análise estatística

2.4.1 Relação entre o nível freático e as variáveis meteorológicas

Em cada local de estudo, e para as fisionomias CG-PI e CA-I, foram averiguadas as relações entre a oscilação da altura do nível freático e as variáveis meteorológicas de temperatura média, mínima e máxima, assim como de precipitação acumulada, referente tanto ao mês da medição do nível freático, como aos dois meses anteriores a esta medição. Para isto foi empregada a correlação de Spearman a 5 e 10% de significância (ZAR, 1999). Estas análises, assim como as demais tratadas em seguida, foram efetuadas com o auxílio dos programas PC-ORD 6.0 e Statgraphics Plus 5.1.

2.4.2 Comparação da biomassa entre fisionomias

A comparação das biomassas aérea, subterrânea e total, e dos grupos funcionais entre as fisionomias, foi efetuada mediante três conjuntos de ANOVAS e separadamente para cada local de estudo. Estas foram realizadas após a checagem da homogeneidade de variância pelo teste de Bartlett. As ANOVAS que apontaram significância (5%), foram seguidas do teste Fisher (ZAR, 1999).

No primeiro conjunto de ANOVAS, foi considerado apenas um fator (fisionomia), comparando-se a biomassa total entre as fisionomias. Para o segundo e terceiro conjuntos, foram englobados dois fatores, ou seja, fisionomia e biomassa total (junção da biomassa aérea e subterrânea), e fisionomia e grupos funcionais, respectivamente.

2.4.3 Relação entre a biomassa e as variáveis físicas

Para as seis fisionomias (referente às duas áreas de estudo), as relações entre as variáveis do meio físico e as estimativas de biomassa aérea, subterrânea e total foram testadas mediante uma análise de redundância (RDA), forma condicionada da análise de componentes principais (PCA) (McCune & Grace 2002). Para tanto, dois conjuntos de dados foram construídos. O primeiro consistiu na matriz com os valores de biomassa para cada fisionomia, enquanto o segundo foi formado por uma matriz das variáveis físicas do ambiente, composta por altura do nível freático, espessura do volume hístico do solo, temperatura média e precipitação. Das variáveis físicas, entraram no modelo da RDA apenas aquelas com $R^2 < 0,7$, empregando-se o teste de Monte Carlo, com 999 permutações para averiguar a significância das correlações do primeiro e segundo eixos.

Para ratificar a escolha da análise de ordenação condicionada escolhida, foi realizada uma análise discriminante (AD) por segmentos. Segundo Lêps & Smilauer (2003), para dados que apresentem gradiente menor que três (unimodais) e pretende-se fazer uma análise condicionada, é indicada a RDA, sendo que nos dados presentes, o gradiente foi de 1,38.

3. RESULTADOS

3.1. Nascente do rio Caracará

3.1.1 Relação entre o nível freático e as variáveis meteorológicas

Com base na correlação de Spearman, das variáveis meteorológicas de precipitação mensal do período de avaliação, temperatura média, temperatura mínima e temperatura máxima, apenas a primeira indicou correlação com a flutuação do nível freático ($P \leq 0,05$), e quando levando em conta o valor de altura dois meses após a precipitação ocorrida, e não sucessivamente a ela (CG-PI – $r_{\text{Spearman}}=0,53$; CA-I – $r_{\text{Spearman}}=0,59$).

O efeito da pluviosidade sobre o nível freático após dois meses pode ser verificado também graficamente (Figura 2). Percebe-se que na fisionomia CG-PI, o nível freático se mostrou abaixo da superfície do solo na maior parte do período de avaliação, ou seja, em 14 dos 18 meses, de julho/2010 a setembro/2011, com média de - 31 mm, valor mínimo de -131 mm (novembro/10) e máximo de + 13 mm (outubro/2011). Os dois últimos valores representaram extremos, que foram atingidos em torno de dois meses após pluviosidades anormais (referentes a agosto e setembro/2010, 67 e 69% abaixo do normal, e julho e agosto/2011, 83 e 196% acima do normal). Condições atípicas de pluviosidade também ocorreram entre janeiro e abril/2010 (55 e 112% acima do normal, respectivamente), favorecendo valores médios positivos em maio e junho/2010 para todos os poços hídricos, evento único em todo o período de avaliação. Portanto, para a fisionomia CG-PI, desconsiderando-se os valores extremos de altura do nível freático, foi identificada flutuação entre - 40 mm a + 3 mm.

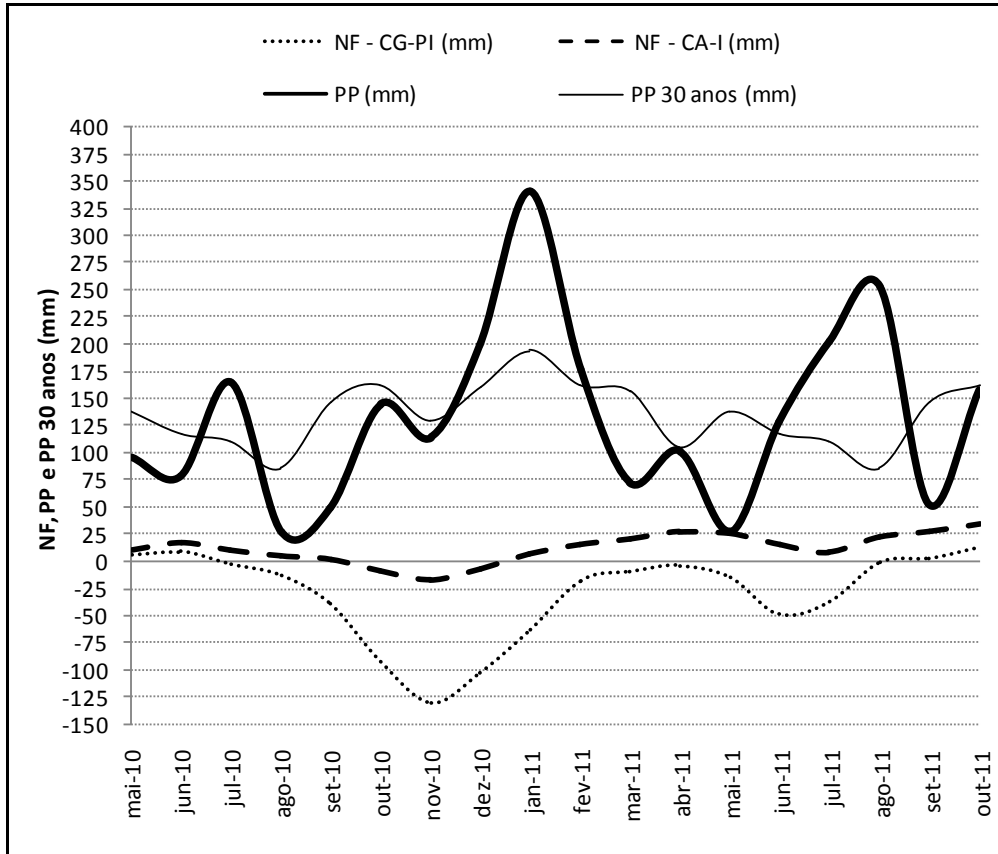


Figura 2. Flutuação do nível freático conjugada à precipitação acumulada mensal entre maio de 2010 e outubro de 2011 (PP (mm)) e da precipitação acumulada mensal entre 1976 e 2005 (PP 30 anos (mm)). NF - CG-PI: nível freático da fisionomia CG-PI (campo gramíneo em Organossolo parcialmente inundado); NF - CA-I: nível freático da fisionomia CA-I (campo arbustivo em Organossolo inundado). Ponta Grossa, PR.

Ao contrário da fisionomia CG-PI, o nível freático na CA-I ficou a maior parte do período de avaliação acima da superfície do solo. Com valor médio de +12 mm, foi possível verificar que, em 15 dos 18 meses, a média inferior foi de -18 mm (novembro/2010) e a superior de + 34 mm (outubro/2011), resultantes dos mesmos extremos de pluviosidade observados para a fisionomia CG-PI. Sem os extremos de altura do nível freático (maio e junho/2010; outubro/2010 a janeiro/2011; outubro/2011), as médias ficaram compreendidas entre + 2 mm a + 27 mm, portanto, sempre acima da superfície do solo.

3.1.2 Comparação da biomassa entre fisionomias

Não foram observadas diferenças estatísticas entre as fisionomias no que se refere às biomassas total ($F_{2;11}=0,93$; $P=0,41$), aérea e subterrânea ($F_{2;11}=0,28$; $P=0,56$; Figura 4). Por consequência, as relações BS/BA foram próximas entre elas, todas mostrando uma proporção de biomassa subterrânea menor que a aérea (Tabela 3).

Tabela 3. Médias e desvio padrão (g m^{-2}) de biomassa aérea (BA), biomassa subterrânea (BS) e biomassa total (BT) comparada entre fisionomias. Ponta Grossa, PR.

Compartimentos da biomassa	Biomassa acumulada (g m^{-2})		
	CG-PI	CA-I	CG-D
BA	2240±652 A	2592±930 A	3125±1252 A
BS	1995±1241 A	2511±1212 A	2473±2021 A
BT	4235±1738 A	5104±1761A	5598±3136 A
Relação BS/BA	0,89	0,97	0,79

CG-PI: campo graminoso em Organossolo parcialmente inundado; CA-I: campo arbustivo em Organossolo inundado; CG-D: campo graminoso em Organossolo drenado; BA: biomassa aérea, BS: biomassa subterrânea; BT: biomassa total. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si. Nível de significância com $P \leq 0,05$ do teste de Fisher-LSD para $\alpha = 5\%$.

Por outro lado, avaliando-se a biomassa pelos grupos funcionais, foram constatadas diferenças ($F_{2;11}=54,9$; $P < 0,05$). Verificou-se que nas fisionomias CG-PI e CG-D, as graminoides apresentaram de forma contrastante o valor de biomassa mais elevado, compondo, 92,3 e 85,2% entre os demais grupos funcionais. Por outro lado, na CA-I, a biomassa das graminoides atingiu uma média substancialmente reduzida em relação às demais fisionomias, correspondendo a apenas 15,7% dos grupos funcionais (Tabela 4).

Na fisionomia CA-I, com exceção do grupo funcional das herbáceo-subarbustivas (HS), o qual resultou em baixos valores de biomassa e sem diferença estatística em relação às demais, as arbustivas e as herbáceas de baixa decomposição (HBD) tiveram suas biomassas consideravelmente maiores, ocupando juntos, 64% do total. Outra diferença que merece atenção nesta fisionomia, foi a presença do grupo funcional herbácea avascular (HA), composto por *S. recurvum*, que atingiu uma biomassa expressiva, de 450 g m^{-2} , valor equivalente inclusive ao grupo funcional graminoides. Os grupos arbustivas, HBD e HA englobaram mais de 80% da amostragem, próximo da porcentagem ocupada pelas graminoides nas outras duas fisionomias (Tabela 4).

A miscelânea, que compôs a mistura de grupos funcionais da biomassa aérea, apresentou valores que representaram baixas porcentagens em relação ao todo, chegando ao máximo de 1,5% (Tabela 4), o que provavelmente gerou irrelevante perda de biomassa no valor de cada grupo funcional.

Tabela 4. Médias, desvio padrão (g m^{-2}) da biomassa dos grupos funcionais comparada entre as três fisionomias. Ponta Grossa, PR.

Grupos funcionais	Biomassa acumulada (g m^{-2})					
	CG-PI		CA-I		CG-D	
		%		%		%
GRA	2067±694 B	92,3	406±314 A	15,7	2661±1446 C	85,2
HS	38±38 A	1,7	37±40 A	1,4	41±32 A	1,3
ARB	92±116 A	4,1	858±823 B	33,1	198±312 A	6,3
HBD	29±35 A	1,3	801±811 B	30,9	225±106 A	7,2
HÁ	-	-	450±641	17,4	-	-
*MISC	14±34	0,6	39±43	1,5	-	-

* MISC: miscelânea = mistura de grupos funcionais (não considerada como grupo funcional, mas somado à biomassa aérea). CA-I: campo arbustivo em Organossolo inundado; CG-D: campo graminoso em Organossolo drenado; CG-PI: campo graminoso em Organossolo parcialmente inundado; GRA: gramíneas; ARB: arbustivas; HBD: herbáceas de baixa decomposição (*Blechnum* spp.); HS: herbáceo-subarbustivas; HA: herbácea avascular (*Sphagnum* sp.); %: porcentagem de divisão dentro das fisionomias. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si. Nível de significância com $P \leq 0,05$ do teste de Fisher-LSD para $\alpha = 5\%$.

Compuseram a análise de redundância (RDA), apenas a espessura do volume hístico e de altura média do nível freático (aquelas com $r^2 < 0,7$ segundo o teste de Monte Carlo) e não as variáveis meteorológicas. Verificou-se que os dados de biomassa aérea, subterrânea e total foram explicados em 60,6% pelas duas primeiras variáveis, sendo que a correlação entre elas foi de 0,94 para o primeiro eixo (RDA 1) de 0,80 para o segundo (RDA 2) (Tabela 5; Figura 3).

Tabela 5. Resultados análise de redundância canônica (RDA) efetuada entre a matriz de biomassas (total, aérea e subterrânea) e a matriz de variáveis pedológicas (espessura do volume hístico) e hidrológicas (altura do nível freático) das duas áreas de estudo (Ponta Grossa e Palmas).

Variáveis da RDA	RDA 1	RDA 2
Autovalores	1,43	0,39
% de variância explicada pelas variáveis pedológicas e hidrológicas (acumulada por eixo)	47,50	60,60
Coeficiente de correlação de Pearson	0,94	0,80

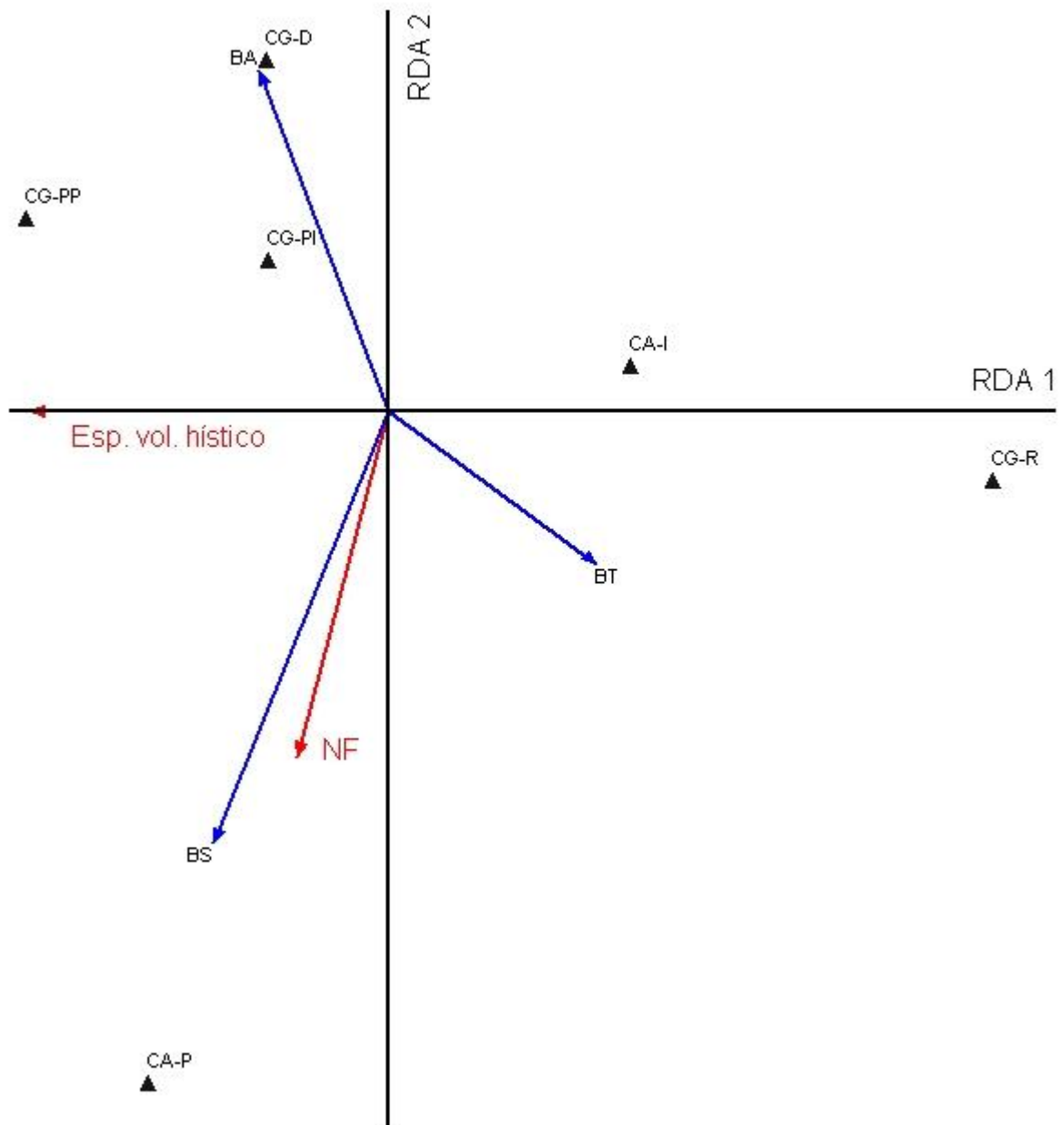


Figura 3. Análise de redundância canônica (RDA) entre as biomassas aérea (BA), subterrânea (BS) e total (BT) e as variáveis pedológicas (espessura do volume histórico) e hidrológicas (NF – altura do nível freático) de todas as fisionomias das duas áreas de estudo (Ponta Grossa e Palmas).

Pelo gráfico formado pela RDA (Figura 3), foi possível constatar a formação de dois agrupamentos de fisionomias:

- i) CG-PI e CG-D: correlacionado com a biomassa aérea;
- ii) CA-I: fortemente relacionado com a espessura do volume histórico ($r=0,99$).

3.2. Nascente do rio da Dama

3.2.1 Relação entre o nível freático e as variáveis meteorológicas

Com base na correlação de Spearman, entre as variáveis meteorológicas de precipitação mensal do período de avaliação, temperatura média, temperatura mínima e temperatura máxima, apenas a primeira, e com exceção da CA-P ($r_{\text{Spearman}}=0,36$), indicou correlação com a flutuação do nível freático ($P \leq 0,05$), e quando levando em conta o valor de altura dois meses após a precipitação ocorrida, e não sucessivamente a ela (CG-PP – $r_{\text{Spearman}}=0,42$; CG-R – $r_{\text{Spearman}}=0,53$).

O efeito da pluviosidade sobre o nível freático após dois meses pode ser visualizado na Figura 7. O nível freático das três fisionomias seguiu o mesmo padrão de comportamento ao longo do tempo, com a única distinção que este se manteve, na CA-P, mais elevado (média de + 64 mm) que nas demais fisionomias em todos os meses (ambas com média de +16 mm).

Nas três fisionomias, o nível freático ficou acima da superfície do solo na maior parte do período de avaliação. Isto ocorreu em 15 dos 18 meses, com exceção dos meses entre setembro e novembro de 2010, constando de valores mínimos em outubro/2010, de - 40 mm (CA-P), - 88 mm (CG-PP) e -118 mm (CG-R).

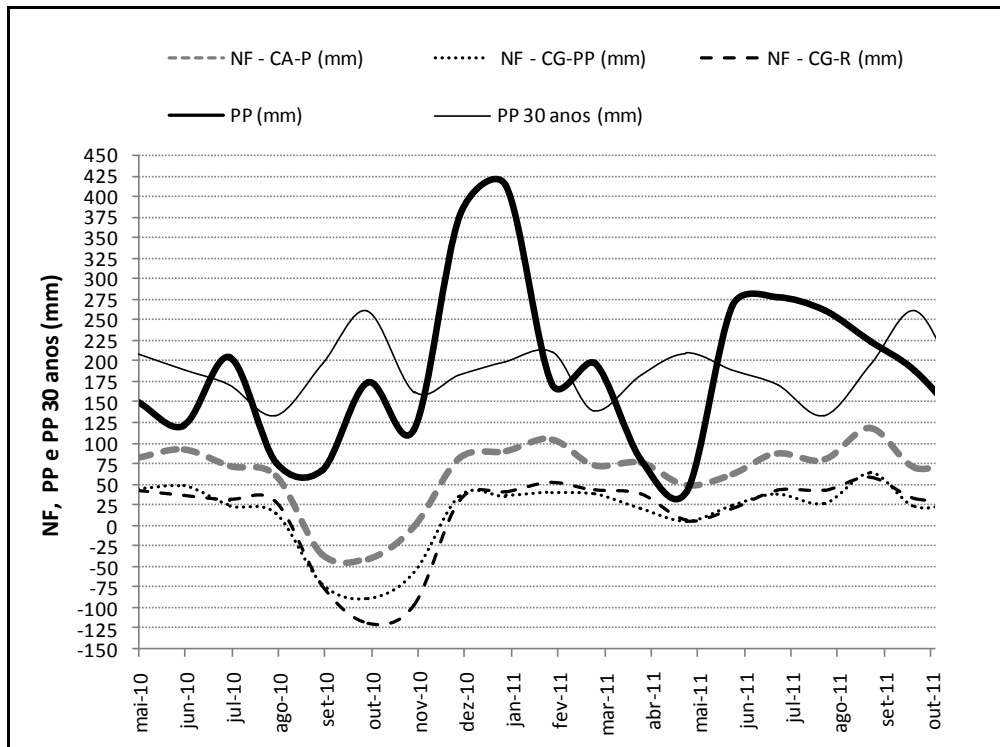


Figura 4. Flutuação do nível freático conjugada à precipitação acumulada mensal entre maio de 2010 e outubro de 2011 (PP (mm)) e da precipitação acumulada mensal entre 1976 e 2005 (PP 30 anos (mm)). NF – CA-P: nível freático da fisionomia CA-P (campo arbustivo em Organossolo profundo); NF- CG-PP: nível freático da fisionomia CG-PP (campo gramíneo em Organossolo pouco profundo); NF – CG-R: nível freático da fisionomia CG-R (campo gramíneo em Organossolo raso). Palmas, PR.

3.2.2 Comparação da biomassa entre fisionomias

Entre as biomassas aérea, subterrânea e total, houve diferença estatística para o total na fisionomia CG-R, com 2646 g m^{-2} ($F_{2;11}=6,29$ e $P=0,02$), valor 1,7 a 2,1 menor em relação à CG-PP e CA-P, respectivamente (Tabela 6). Este resultado é devido aos menores valores de biomassa subterrânea e de biomassa aérea na CG-R, onde esta última foi a única diferente estatisticamente entre as três fisionomias ($F_{2;11}=5,96$ e $P=0,03$). A relação BS/BA para esta fisionomia, por consequência foi a mais baixa (BS/BA =0,91).

Tabela 6. Médias e desvio padrão (g m^{-2}) de biomassa aérea (BA), biomassa subterrânea (BS) e biomassa total (BT) comparadas entre fisionomias. Palmas, PR.

Compartimentos da biomassa	Biomassa acumulada (g m^{-2})		
	CA-P	CG-PP	CG-R
BA	2045±795 A	2199±789 A	1385±194 B
BS	3338±924 A	2398±1239 B	1262±687 C
BT	5383±1490 A	4597±1377 A	2646±760 B
Relação BS/BA	1,5	1,1	0,91

CA-P: campo arbustivo em Organossolo profundo; CG-PP: campo graminoso em Organossolo pouco profundo; CG-R: campo graminoso em Organossolo raso. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si. Nível de significância com $P \leq 0,05$ do teste de Fisher-LSD para $\alpha = 5\%$.

Quando comparados os grupos funcionais, houve diferença apenas na fisionomia CG-R ($F_{2;1}=446,2$; $P < 0,05$) e para as gramíneas (Tabela 7).

Tabela 7. Médias, desvio padrão (g m^{-2}) da biomassa dos grupos funcionais comparada entre as três fisionomias. Palmas, PR.

Grupos funcionais	Biomassa acumulada (g m^{-2})					
	CA-P	%	CG-PP	%	CG-R	%
GRA	1759±799 A	85,9	1979±766 A	90,1	1338±209 B	96,6
HS	56±50 A	2,7	37±76 A	1,7	5±8 A	0,4
ARB	184±168 A	10,0	93±144 A	4,2	-	-
*MISC	46±93	2,2	89±68	4,0	42±45	3,0

* MISC: miscelânea = mistura de grupos funcionais (não considerada como grupo funcional, mas somado à biomassa aérea). CA-P: campo arbustivo em Organossolo profundo; CG-PP: campo graminoso em Organossolo pouco profundo; CG-R: campo graminoso em Organossolo raso; GRA: gramíneas; ARB: arbustivas; HS: herbáceo-subarbustivas; %: porcentagem de divisão dentro das fisionomias. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si. Nível de significância com $P \leq 0,05$ do teste de Fisher-LSD para $\alpha = 5\%$.

Nesta análise, a miscelânea gerou valores consideravelmente altos, iguais ou maiores que alguns grupos funcionais (na CG-PP foi maior que as herbáceo-subarbustivas e igual às arbustivas). Esta condição pode ter eventualmente gerado interferência nos resultados, sobretudo nas herbáceo-subarbustivas e nas gramíneas, mas não nas arbustivas, tendo em vista que foram pouco encontradas na miscelânea. Este é um problema inerente ao método de triagem, o qual não pode ser evitado e apenas amenizado no momento da triagem.

Pela análise de redundância, foi averiguado que os dados de biomassa foram explicados em 60,6% pela espessura do volume hístico e pela altura média do nível freático (Tabela 5), como já tratado na área de Ponta Grossa, tendo em vista que esta análise englobou todas as fisionomias juntas.

Pelo gráfico da RDA (Figura 3), verificou-se que as três fisionomias compuseram agrupamentos separadamente:

- i) CG-PP: correlacionado com a biomassa aérea;
- ii) CG-R: fortemente relacionada com a espessura do volume hístico ($r=0,99$);
- iii) CA-P: da mesma forma que a CG-R, marcadamente relacionada com a espessura do volume hístico ($r=0,99$).

4. DISCUSSÃO

4.1 Nascente do rio Caracará

4.1.1 Relação entre o nível freático e as variáveis físicas

Praticamente ao longo de todo o período de avaliação, houve uma condição atípica de pluviosidade, com extremos de reduzidos e elevados volumes de chuva. Independente deste quadro, foi possível observar na área da fisionomia CG-PI, alturas do nível freático abaixo da superfície do solo na maior parte do ano (Figura 2). Por outro lado, o nível freático na área da fisionomia CA-I, em condições normais de pluviosidade, possivelmente teria se mantido acima da superfície do solo ao longo do ano inteiro, visto pelas médias negativas muito próximas a zero (-7 a - 18 mm). Em ambas as fisionomias, os solos são hidromórficos, porém na CG-PI apresentam saturação hídrica *parcial* e na CA-I, saturação hídrica *plena*, ou seja, água presente até a superfície do solo ou acima dela.

Consegue-se perceber que a oscilação do nível freático na fisionomia CG-PI foi maior, mostrando-se mais fortemente influenciado pelas precipitações do que na fisionomia CA-I (Figura 2). A influência da pluviosidade sobre o nível freático também foi relatada em Andrade (2010), em área de campo com Organossolo Háplico alterado pela presença de uma voçoroca, onde picos de rebaixamento do nível da água no solo se relacionaram com os de estiagem.

Na fisionomia CA-I, o nível freático se manteve praticamente constante, revelando as médias mais elevadas e demonstrando, portanto, ser menos afetado pela precipitação (Figura 2), e desta maneira, mais preponderantemente por outros fatores. Pelas características geomorfológicas diferenciadas nesta fisionomia, nota-se que o estreitamento existente deve ser considerado como fator regente na manutenção do nível freático elevado, e pouco variável ao longo do tempo. Junto a

isso, a posição à jusante na nascente também se configura como condição relevante, onde ali ocorre o maior acúmulo de água, com contribuição proveniente das suas porções inicial e central (Figura 3 – Introdução Geral), além do entorno da área de estudo.

A maior elevação do nível freático na fisionomia CA-I ainda pode ser atribuída a menor espessura do volume hístico, com 60 a 70 cm em comparação aos 100 cm predominantes da fisionomia CG-PI. A presença do horizonte glei, mais argiloso e de menor permeabilidade, em posição mais próxima da superfície, determina a retenção da água em níveis mais elevados.

4.1.2 Comparação da biomassa entre fisionomias e a relação com meio físico

Os valores totais de biomassa aérea e subterrânea foram todos estatisticamente iguais entre as três fisionomias, e conseqüentemente a biomassa total e a relação BS/BA foram semelhantes (Tabela 3). As relações BS/BA foram mais baixas do que o atribuído aos campos de uma forma geral, a qual é entre 3 a 5, como relatado por Titlyanova et al. (1999). Relações inferiores a este padrão podem ser explicadas pela ausência ou reduzida quantidade de órgãos subterrâneos, como xilopódios, bulbos ou raízes tuberosas. Preponderam raízes e rizomas, que formam menores massas, condição comumente observada nos campos úmidos, verificado por exemplo, na pesquisa de Fidelis et al. (2012). De qualquer forma, cabe mencionar que esta biomassa pode eventualmente ser maior que a aérea, tendo em vista que as coletas foram efetuadas a 20 cm de profundidade, onde se encontra grande parte das raízes e rizomas, mas não a sua totalidade.

Quanto ao propósito específico em relação à fisionomia CG-D, de averiguar possíveis mudanças de biomassa entre esta e a CG-PI em virtude da drenagem, percebeu-se que não houve diferença estatística também entre os grupos funcionais, a não ser para as graminoides. Ainda que tenha ocorrido um valor maior deste grupo para a primeira, isto pode ser interpretado como sendo fruto apenas de uma variação localizada da estrutura da vegetação, face à presença das mesmas características hidrológicas e geopedológicas nas duas fisionomias. O gráfico obtido pela análise de ordenação (RDA) reforçou esta condição de similaridade ambiental, tendo em vista que ambas formaram um grupo único, separado da CA-I, e reunidas em função da biomassa aérea. Isto indica que o período de cinco meses de

drenagem não foi suficiente para reduzir a quantidade acumulada, seja de biomassa aérea ou de biomassa subterrânea. Uma possibilidade plausível para esta estabilidade, foi a umidade gravimétrica de 4,2 kg de água por kg de solo ainda presente nos primeiros 10 cm do solo na fisionomia CA-I (Rachwal 2013), mesmo com o rebaixamento do nível freático, o qual chegou a – 59 cm.

Apesar da proximidade de valores da biomassa aérea da fisionomia CA-I com a CG-PI (Tabela 3), a primeira constou como um grupo à parte, pelo fato de ser melhor explicado pela espessura do volume hístico e pelo nível freático (Figura 6). Além disso, o ângulo formado pelos eixos destas duas variáveis, diferente de 90°, demonstrou que estas duas variáveis são correlacionadas, e afora isto, também explicaram mais de 60% das variações da biomassa (Tabela 5). Tais verificações tornam-se compatíveis e sustentam o que foi discutido anteriormente, em torno de características pedológicas influenciando a altura do nível freático (item 4.1.1). Na literatura foi possível encontrar condição análoga a esta, porém com enfoque florístico, em um campo úmido na planície litorânea do estado do Rio Grande do Sul (Costa et al. 2003). Neste trabalho, apesar de o nível freático ter ficado acima da superfície do solo apenas alguns poucos centímetros na maior parte do ano, a microtopografia impôs tempos diferenciados de saturação hídrica, induzindo a variações importantes na composição florística.

Apoiando-se no que foi relatado até o momento, é possível fazer deduções acerca da disponibilidade de oxigênio no solo às plantas nas fisionomias CG-PI e CA-I. Para a primeira, pode-se supor maiores teores de oxigênio aos sistemas subterrâneos das plantas. Na segunda, a disponibilidade de oxigênio no solo seria mais restrita que na CG-PI, em função da maior elevação do nível freático, acima da superfície do solo em grande parte do ano. Todavia, esta restrição não deve ser considerada como severa. Isto se explica pelas maiores declividades e menor largura da área, fatores os quais condicionaram fluxos hídricos mais concentrados, proporcionando supostamente, melhor oxigenação da água. Vale considerar ainda que solos hidricamente saturados não são uniformemente desprovidos de oxigênio, especialmente na camada superficial da lâmina d'água, onde os teores deste gás dependem do equilíbrio entre a difusão na água e seu consumo pelos microorganismos (Camargo et al. 1999, Sousa et al. 2009, Rachwal 2013). Situação semelhante de saturação hídrica com movimentação da água, foi também verificada por Kozera et al. (2012), nas áreas mais declivosas do local de estudo, refletindo em

mudanças na florística.

Ainda que as biomassas aérea, subterrânea e total tenham sido estatisticamente iguais nas fisionomias CA-I e CG-PI, por outro lado, no que se refere aos grupos funcionais, houve uma destacada diferença (Tabela 4). Desta forma, pode-se atribuir as diferenças no comportamento do nível freático como elemento norteador da distinção entre fisionomias. É interessante enfatizar que estas diferenças ocorreram mesmo sendo a área de estudo dotada de dimensão relativamente pequena (6 ha) e mostrando uma estreita diferença de valores médios da altura do nível freático entre as duas fisionomias, ou seja, de 42 mm, desconsiderando-se os extremos.

Quanto à biomassa dos grupos funcionais, uma das importantes diferenças entre a fisionomia CA-I e as demais, foi a reduzida quantidade de graminoides, considerando o fato de este grupo constituir comumente um componente florístico, fisionômico e funcional predominante na vegetação campestre de uma forma geral. Prevaleram espécies dos grupos funcionais arbustivas, herbáceas de baixa decomposição (HBD - *Blechnum cordatum* e *B. schomburgkii*) e a herbácea avascular (HA - *S. recurvum*). Este quadro pode indicar duas situações simultâneas: 1) menor adaptação à saturação hídrica plena de espécies das quatro famílias de graminoides consideradas (Poaceae, Xyridaceae e Juncaceae); 2) a existência de vantagem competitiva das espécies dos outros três grupos funcionais, especialmente quanto ao recurso *luz*.

Os dados de levantamento fitossociológico (⁷Sousa et al., dados não publicados) podem dar apoio às duas suposições colocadas: a não constatação das famílias Xyridaceae e Juncaceae na fisionomia CA-I e também as maiores médias de altura das arbustivas e das HBD em relação às graminoides (HBD=75 cm; arbustivas=82,2 cm; graminoides=54,2 cm), bem como de cobertura relativa (HBD=27,3%; arbustivas=27,4%; HBD+arbustivas=54,7%; graminoides=16,8%). Não se encontrou literatura que tratasse especificamente da maior ou menor adaptação das graminoides a menores disponibilidades de oxigênio no solo, à exceção de

⁷ Sousa et al. Levantamento fitossociológico em campo de altitude de ambientes hidromórficos, Ponta Grossa, PR.

Cyperaceae, citada por Boldrini (2009) como uma família predominante em áreas úmidas/banhados.

Ainda na fisionomia CA-I, chamou atenção a grande quantidade de biomassa do grupo funcional arbustivas, tendo em vista que o esperado seria uma menor densidade destas em solos hidromórficos. Maiores coberturas são verificadas em solos menos encharcados, como visto nos trabalhos de Andrade & Curcio (no prelo) e de Costa et al. 2003, ambos mencionando *Baccharis crispa*, espécie similarmente ecológica à *B. milleflora* (Heiden et al. 2009). Os primeiros autores constataram incrementos da biomassa de espécies arbustivas (65 g m^{-2} para 262 g m^{-2}) na medida em que diminuía o grau de hidromorfia do solo. *B. milleflora* foi uma das duas espécies que dominou o grupo das arbustivas na fisionomia CA-I, e a segunda foi *Ludwigia sericea*. Esta última é pertencente a um gênero de plantas aquáticas emergentes (Irgang & Gastal Jr 1996), o que pôde ser averiguado em vários trabalhos de levantamento florístico ou fitossociológico, em ambientes hidromórficos (Araújo et al. 2002, Rebellato & Cunha 2005, Kozera et al. 2012). Sua ocorrência é observada também em solos semi-hidromórficos (Junk & Piedade 1993, Araújo et al. 2002, Costa et al. 2003, Kozera et al. 2012) e Bertuzzi (2011) a menciona como espécie de hábitat com solos bem ou mal drenados, o que indica a não preferencialização por saturação hídrica mais elevada. Nesta presente pesquisa, foi possível verificar a maior ocupação de *L. sericea* na CA-I, não só pela biomassa, mas também pelos dados de cobertura relativa, parâmetro bastante contrastante entre as fisionomias (CG-PI=1,1%; CA-I=13,1%) (Sousa et al., dados não publicados). Junk & Piedade (1993) relatam que várias espécies do gênero *Ludwigia*, como *L. affinis*, apresentam adaptações a solos saturados em água, sejam anatômicas (aerênquima entre as raízes e folhas) ou morfológicas (pneumatóforos), o que pode corresponder ao caso das plantas da pesquisa aqui tratada.

Espécies do gênero *Blechnum* são consideradas indicadoras de campos úmidos formados por solos com grande quantidade de matéria orgânica (Rambo 1942, Araújo et al. 1998). Em comparação à *B. cordatum*, *B. schomburgkii* é relatada mais frequentemente como preferencial a solos hidromórficos (Dittrich 2005, LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL 2013, Kozera et al. 2012, Andrade 2010). Apesar disto, e da ocorrência bastante adensada *B. cordatum* na faixa semi-hidromórfica da área de estudo, esta espécie mostrou-se bem adaptada à saturação hídrica plena, o que pôde ser verificado pelas diferenças marcantes de cobertura

relativa da primeira espécie entre as fisionomias (CG-PI=3,5% e CA-I=26,4% - ⁸Sousa et al., dados não publicados), bem como de biomassa (Tabela 4). A superioridade do grupo das herbáceas de baixa decomposição (HBD) em termos estruturais, pode estar fundamentada nas observações de Alvarez-Cobelas & Cirujano (2007). Os autores, tratando de três espécies herbáceas submetidas a dois níveis de alagamento em uma planície fluvial, afirmaram que estas poderiam ter estratégias próprias para alcançarem altos valores de biomassa, que independeriam da altura do nível freático. Uma delas seria especialmente o sucesso de competição (supostamente por nutrientes e oxigênio) do sistema subterrâneo entre as espécies avaliadas e as circundantes. Condição como esta, além da vantagem competitiva quanto à luz, como já tratado anteriormente, poderia ser uma das possibilidades plausíveis para a competição das HBD com relação às graminoides.

Outra diferença importante a ser comentada entre as fisionomias, foi o ocorrência de *S. recurvum* na CA-I, e ainda com biomassa equivalente à média encontrada para as graminoides. Esta é uma informação aparentemente contraditória, quando se sabe que espécies deste gênero possuem uma relação massa úmida x massa seca muito alta, em virtude do seu conteúdo de água por unidade de massa seca habitualmente ultrapassar 10 g de água por g de biomassa (Hayward & Clymo 1982). Espécies de *Sphagnum* apresentam filídeos e caulídeos que consistem de elevadas proporções de tipos de células mortas grandes (células hialinas ou leucocistos) e com paredes celulares reforçadas com fibrilas (Vitt 2000), o que pode viabilizar uma grande proporção de massa seca. Somando-se a isto, observa-se em campo, que apesar das reduzidas alturas de *S. recurvum* nesta área de estudo, com média de 21,7 cm (¹Sousa et al., dados não publicados), esta espécie, assim como habitualmente ocorre, constituía de aglomerados de biomassa contínua, desde a base até o topo. Sua alta biomassa demonstra capacidade adaptativa aos ambientes hidromórficos, ratificado em Andrade & Curcio (no prelo), em Organossolo com nível freático próximo à superfície, onde os autores encontraram 298 g m⁻² de biomassa deste grupo funcional. Neste grupo funcional, a competição com as graminoides se dá por espaço, tendo em vista que em espaços onde ocorrem espécies de *Sphagnum*, pouco frequentemente se observam estas últimas.

⁸ Sousa et al. Levantamento fitossociológico em campo de altitude de ambientes hidromórficos, Ponta Grossa, PR

4.2 Nascente do rio da Dama

4.2.1 Relação entre o nível freático e as variáveis físicas

Em todas as fisionomias, os solos são hidromórficos com saturação hídrica plena, ou seja, com o nível freático estabelecido até a superfície do solo ou acima dele, na maior parte do ano (Figura 4). Os poucos valores negativos de altura do nível freático foram reflexo de uma forte queda de pluviosidade, ocorrida dois meses antes, resultando em 78 mm em agosto e em 68 mm em setembro, o que correspondeu a 73 e 191% a menos de precipitação em relação à média da série de 30 anos. Foram consideradas, portanto, pluviosidades anormais.

A pluviosidade mostrou correlação positiva com o nível freático, à exceção do ocorrido para a área da fisionomia CA-P, onde houve importante diferença de altura de nível freático, obtendo-se a média expressiva, e mais elevada, de +64 mm (Figura 4). Estes dois fatos indicaram a maior influência de outras variáveis sobre o comportamento do nível freático nesta fisionomia.

As áreas das fisionomias CA-P e CG-PP receberam contribuição de água de montante na mesma proporção (Figura 5, flechas vermelhas maiores), com fluxos hídricos de maior velocidade, disponibilizando presumivelmente maiores quantidades de oxigênio às plantas. Na CA-P, as maiores alturas do nível freático seriam decorrentes também da contribuição de água vinda da encosta lateral, com 3 a 17% de declividade (Figura 5 - flecha vermelha menor; Figura 6).

Na área em que se encontrava a fisionomia CG-R, o nível freático se manteve na superfície do solo ou acima dela em boa parte do ano, ainda que a geomorfologia não fosse propícia ao acúmulo maior de água: a encosta na margem esquerda da nascente iniciava-se de forma suave, com 3 a 5% de declividade (Figura 5 - flecha preta menor; Figura 7) e o relevo à montante era constituído de rampas amplas e retilíneas (Figura 5, flecha preta maior). Desta forma, o que deve ter condicionado primordialmente a manutenção do nível freático elevado, foram fatores morfológicos do solo, novamente no que diz respeito à presença do horizonte glei mais próximo à superfície, como observado na área de Ponta Grossa. Estes dois fatores devem ter causado o escoamento hídrico mais lento, como é claramente observado em campo, e que conseqüentemente deve ter disponibilizado menos oxigênio às plantas.

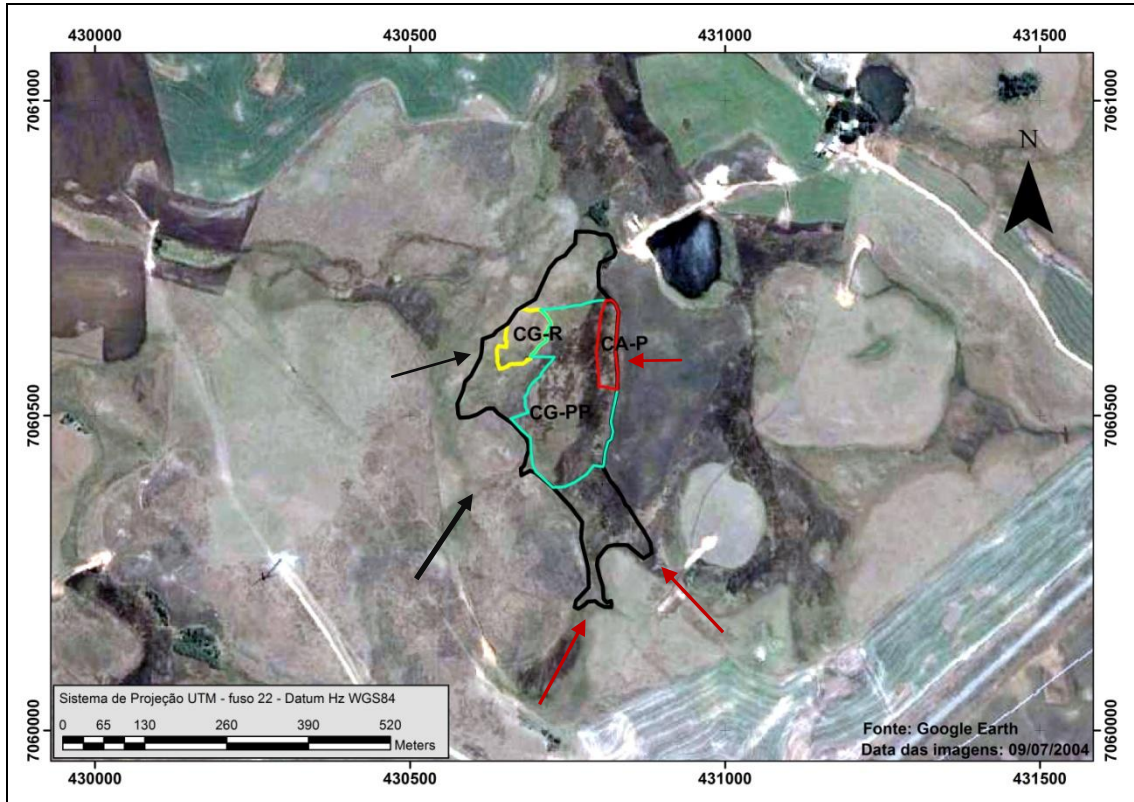


Figura 5. Área foco de estudo e entorno imediato – as setas vermelhas denotam contribuição de água para as fisionomias CA-P (campo arbustivo em Organossolo profundo) e CG-PP (campo gramíneo em Organossolo pouco profundo) e as pretas para a fisionomia CG-R (campo gramíneo em Organossolo raso).



Figura 6. Primeiro plano, fisionomia CG-PP (campo gramíneo em Organossolo pouco profundo), e ao fundo fisionomia CA-P (campo arbustivo em Organossolo profundo) sob influência de rampa declivosa.



Figura 7. Fisionomia CG-R (campo graminoso em Organossolo raso), à direita, com círculo preto. Relevo marginal, com rampas mais longas e suaves. Início da nascente, circulada em preto, à esquerda.

4.2.2 Comparação da biomassa entre fisionomias e a relação com meio físico

Por meio da RDA, verificou-se a formação de três grupos (Figura 6). O primeiro deles, relacionado à fisionomia CA-P, foi em função dos valores muito elevados da biomassa subterrânea (Tabela 6), perto de 30% a mais que na fisionomia CG-PP e mais que duas vezes em relação à CG-R. Pode-se supor que a relação constatada seja em virtude dos fluxos hídricos de água mais intensos, que resultariam em maiores quantidades de oxigênio. A maior disponibilidade deste elemento reflete em mais energia disponível às plantas para realizar suas atividades biológicas, dentre elas, a fotossíntese, diretamente relacionada à produtividade dos ecossistemas campestres (Taiz & Zeiger 2009, Monteith, 1981). Neste caso, a habilidade das plantas em transformar a energia luminosa em energia química armazenada nas ligações que formam os carboidratos, lipídeos e proteínas (eficiência fotossintética), resultando num balanço positivo entre a fotossíntese e a respiração, permitiria um maior acúmulo de biomassa (Tucker et al. 1986, Warrick 1986, Jobbágy et al. 2002).

O segundo grupo, composto pela fisionomia CG-R, mostrou-se fortemente relacionada com a espessura do volume hístico ($r=0,99$), o que corroborou com o já discutido sobre o assunto (horizonte glei mais próximo à superfície). Adicionalmente, a menor espessura do volume hístico nesta fisionomia (entre 50 a 60 em

contrapartida aos 80 a 120 cm em relação às demais), poderia resultar nos valores muito menores de biomassa aérea, subterrânea e total. A menor quantidade de raízes e rizomas por m^2 seria consequência do espaço mais reduzido para a busca de sítios de oxigênio ou de nutrientes (Topa & McLeod 1986), o que incorreria conseqüentemente no menor desenvolvimento das porções aéreas. A menor biomassa aérea também pode estar subordinada à ausência de espécies herbáceas de maior porte, como *Eryngium floribundum*, *E. pandanifolium* ou ainda *Blechnum schomburgkii*. Esta biomassa foi inferior inclusive à biomassa subterrânea, que distintamente às demais fisionomias, resultou em valores BS/BA menor que 1. Esta razão, assim como ocorrido para a área de Ponta Grossa, mostrou-se com valores aquém dos citados por Titlyanova et al. (1999), atestando novamente a condição própria dos campos úmidos. Porém, tal fato não reduz a relevância em se avaliar a porção da biomassa subterrânea, já que ela pode representar até em torno de 50% da capacidade de armazenamento de carbono dos ecossistemas campestres (Fidelis et al., 2012). Considerando os resultados da relação BS/BA em Ponta Grossa (entre 0,79 a 0,97) e em Palmas (0,91 a 1,5), verifica-se que a estimativa deste parâmetro incrementou em 79 a 150% os resultados, caso o estudo tivesse considerado apenas a biomassa aérea.

Complementando estas colocações, é pertinente ressaltar que nas três fisionomias havia o predomínio, em termos florísticos e de biomassa, de *Eleocharis nudipes* (Cyperaceae). Por esta razão e em virtude das importantes diferenças de biomassa (Tabelas 6 e 7) e altura (entre 35 a 65 cm para a CG-R em contrapartida aos 65 a 110 cm das outras duas fisionomias), a espécie serviu como uma importante indicativo ecológico da variação ambiental, particularmente aqui, de velocidade do fluxo hídrico e da provável disponibilidade de oxigênio.

Finalmente, o terceiro grupo do RDA, formado pela CG-PP, indicou que este foi determinado pela biomassa aérea (Tabela 6), o que pode ser explicado também pela condição de maior disponibilidade de oxigênio no solo, refletindo em maiores acúmulos de massa.

Na fisionomia CA-P, apesar da grande frequência e importância quanto à densidade e altura de *Eryngium floribundum* e *E. pandanifolium*, não houve diferença estatística de média nas herbáceo-subarbustivas, particularmente em contrapartida à fisionomia CG-PP, o que se deve provavelmente aos altos valores de desvio padrão das duas fisionomias (56 e 37 $g\ m^{-2}$, respectivamente) (Tabela 7).

Ao contrário do esperado, grupo funcional arbustivas não apresentou diferença estatística entre a fisionomia CA-P (Figura 6) e as demais. Esta ausência de diferença pode ter sido determinada por duas situações. Primeiro, distintamente da maioria das espécies, a época de coleta não havia ainda sido o pico de crescimento e emissão de folhas e ramos de *L. sericea*, espécie caducifólia e predominante entre as arbustivas. Além disso, novamente o alto desvio padrão ($248 \pm 538 \text{ g m}^{-2}$) (Tabela 7) também deve ter contribuído para esta condição. Pressupunha-se a maior biomassa para as arbustivas na fisionomia CA-P, pela verificação da ocorrência mais adensada da espécie, constatada também no estudo de Ponta Grossa, assim como no de Kozera et al. (2012), ambos nos ambientes com nível freático mais elevado e com fluxos de água mais rápidos.

As diferenças de altura do nível freático não se mostraram como um bom indicador de diferenciação de biomassa entre as três fisionomias em si. Como todas apresentaram solos com saturação hídrica plena, o que determinaria distinção entre elas seria a disponibilidade de oxigênio em função da velocidade dos fluxos de água, resultando em diferentes acúmulos de biomassa. No caso da CG-R, os menores valores de biomassas aérea, subterrânea e total, e das graminoides, seriam decorrentes da condição de maior estagnação da água e conseqüentemente de menores teores de oxigênio, em virtude dos fatores geomorfológicos e pedológicos já tratados. Estes mesmos fatores, mas sob condições distintas (item 4.2.1), providenciaram maiores teores de oxigênio, conduzindo à fisionomia CA-P as maiores de médias de biomassa subterrânea, e à esta e à CG-PP, as maiores biomassas aéreas.

Os dados de biomassa das áreas de estudo de Palmas e de Ponta Grossa mostraram-se quase que na totalidade mais elevados que os encontrados na literatura, seja em ambientes hidromórficos ou não hidromórficos. Quando se trata de valores de biomassa aérea, verificaram-se dados que variam de 228 g m^{-2} (Fidelis et al., dados não publicados – bioma Pampa, solo não-hidromórfico, área submetida a queimadas a cada dois anos, Porto Alegre, RS) a 1777 g m^{-2} (Andrade & Curcio, no prelo – zona com nível freático de aproximadamente - 45 cm de altura, em Organossolo Háptico submetido a uma voçoroca, Ponta Grossa, PR). Os valores mais próximos desta última pesquisa, sobretudo quando comparada aos dados da área de Palmas, se devem provavelmente à maior similaridade de composição florística, solos e clima (áreas úmidas de planalto no Paraná).

Quanto à biomassa subterrânea, foi constatada uma amplitude de 198 g m^{-2} (Fidelis et al, dados não publicados, bioma Pampa) a 616 g m^{-2} (Fidelis et al. 2012 – campo úmido no estado do Tocantins). Em Delitti et al. (2001), levantamento feito no bioma Cerrado (região Sudeste), em solo não-hidromórfico, foi constatada quantidade de biomassa subterrânea 1,7 a 4,6 vezes menor em relação ao menor valor das duas áreas de estudo em questão (1262 g m^{-2} - CG-R/Palmas) e ao maior (3338 g m^{-2} - CA-P/Palmas), respectivamente.

Tratando-se das biomassas divididas em grupos funcionais, para as gramínoides, Fidelis et al. (2012) encontraram 546 g m^{-2} e Kauffman et al. (1994), $671,5 \text{ g m}^{-2}$ e 669 g m^{-2} para as fisionomias de campo sujo e campo limpo de Cerrado. Castro & Kauffman (1998), nestas mesmas fisionomias do Cerrado, obtiveram 400 e 420 g m^{-2} , biomassas que se aproximaram ou foram superiores apenas dos menores valores das gramínoides da fisionomia CA-I/Ponta Grossa (406 g m^{-2}). No que se refere às herbáceas, Fidelis et al. (2012) obtiveram valores relativamente próximos, entre $5,6$ a 12 g m^{-2} . Finalmente quanto às arbustivas, Andrade & Curcio (no prelo) indicaram valores entre 65 e 790 g m^{-2} , o que se assemelhou, nos limites superiores, à CA-I (858 g m^{-2}), e nos limites inferiores, aos resultados das fisionomias CG-PI (92 g m^{-2}) e CG-D (198 g m^{-2}) de Ponta Grossa, assim como aqueles da CA-P (184 g m^{-2}) e CG-PP (934 g m^{-2}) de Palmas.

Comumente os trabalhos que tratam de ambientes hidromórficos abordam mudanças eletroquímicas nos solos que ficam alagados sazonalmente, e o consequente estresse fisiológico às plantas proveniente das mudanças nas concentrações de oxigênio ou de nutrientes minerais (Lobo & Joly 1998, Camargo et al. 1999). Distintamente a estes exemplos, as áreas deste presente estudo são submetidas à hidromorfia constante, estabelecendo-se provavelmente maior constância no suprimento de água, O_2 e nutrientes. Tendo em vista os resultados significativos de acúmulo de biomassa, as plantas de uma forma geral nas duas áreas de estudo, parecem apresentar uma grande adaptação às restrições do ambiente em virtude do excesso de água. Devem possuir, portanto, mecanismos que permitam por exemplo, a disponibilidade de oxigênio dentro da própria planta por meio de aerênquimas, ou que evitem a entrada de gases tóxicos advindos das rotas fermentativas da respiração anaeróbica (Lobo & Joly 1998, Sand-Jensen et al. 2005). Com exceção da fisionomia CG-R, onde a biomassa total foi aproximadamente a metade em relação às demais, todas as outras fisionomias das

duas áreas de estudo apresentaram fluxos de água mais rápidos, permitindo teores de oxigênio que seriam suficientes para proporcionar maiores acúmulos de material vegetal.

As informações aqui geradas são de relevante importância, tanto pela falta de levantamentos de biomassa no Brasil e também na América do Sul como um todo (Scurlock et al. 2002), e mais ainda em áreas hidromórficas. A notável quantidade de biomassa acumulada na vegetação das duas nascentes tem reflexo na grande capacidade de reserva de carbono destes ecossistemas hidromórficos. Esta condição deve ser própria de outras regiões campestres de clima frio e úmido, o que conduz à necessidade de mais estudos, tanto para o conhecimento mais abrangente destes ambientes, mas também para confirmar se os resultados aqui obtidos podem ser extrapolados para estas regiões de uma forma geral.

5 CONCLUSÕES

5.1 Gerais

- O nível freático mostrou-se relacionado com as precipitações, com fatores geomorfológicos (declividade e posição na paisagem), assim como com a espessura do volume hístico do solo, este reflexo da presença do horizonte glei (menos permeável) em diferentes profundidades,

5.2 Nascente do rio Caracará

- O nível freático permaneceu grande parte do período abaixo da superfície do solo na área da fisionomia CG-PI (campo arbustivo em Organossolo parcialmente inundado), e por outro lado, na área da fisionomia CA-I (campo arbustivo em Organossolo inundado), ficou acima da superfície na maior parte do período;
- Não houve distinção nas biomassas aérea, subterrânea e total entre as fisionomias, mas sim em relação aos grupos funcionais, onde na CA-I, a biomassa do grupo funcional das gramíneas foi muito menor em relação à CG-PI, ao passo que as arbustivas e herbáceas de baixa decomposição (*Blechnum* spp.) apresentaram valores expressivamente maiores;
- As diferenças de biomassa entre as fisionomias tiveram forte correlação com a espessura do volume hístico, e conseqüentemente com a altura do nível freático;
- As diferenças na altura do nível freático e sua provável variação na oferta de oxigênio às plantas, foram norteadoras na distinção entre as fisionomias CA-I e CG-PI.

5.3 Nascente do rio da Dama

- O nível freático manteve-se acima da superfície do solo praticamente o período todo nas áreas de todas as fisionomias, sendo que a CA-P (campo arbustivo em Organossolo profundo) apresentou-se com as maiores médias e a CG-PP (campo gramíneo em Organossolo pouco profundo) e CG-R (campo gramíneo em Organossolo raso) com médias muito próximas;
- Houve diferenças de biomassa para a fisionomia CG-R quanto ao grupo funcional das gramíneas e para as biomassas aérea, subterrânea e total, resultando nos menores valores;
- A biomassa subterrânea foi distinta também entre as fisionomias CA-P e CG-PP, onde a primeira apresentou os maiores valores;
- As distinções de biomassa foram marcadamente relacionadas com a espessura do volume hístico, assim como com características geomorfológicas para as fisionomias CA-P e CG-R. Para a primeira, observaram-se as maiores velocidades de fluxo hídrico, e para a segunda, as menores, o que deve ter disponibilizado maiores e menores teores de oxigênio, respectivamente;
- Diferentemente da área de Ponta Grossa, a altura do nível freático não foi considerada como fator de diferenciação entre as três fisionomias e sim a provável diferença de disponibilidade de oxigênio decorrente de fatores geopedológicos.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Buscando-se confrontar os resultados desta pesquisa com outras que tratassem de mudanças na biomassa sob diferentes condições de nível freático no solo, foi identificada pequena quantidade de informações para comparações mais efetivas. Os dados disponíveis, além de serem afetos a composições florísticas muito diferenciadas, referem-se a estudos de vegetação em planícies fluviais, ou seja, com cheias recorrentes e de grande amplitude, resultantes, portanto, de mudanças repentinas e sazonais de disponibilidade de oxigênio e nutrientes. Desta maneira, foram feitas comparações com trabalhos de vegetação campestre, subtropicais e tropicais no Brasil, com maior semelhança fisionômica e/ou florística, mesmo que não contemplando condições hidrológicas do solo semelhantes.

O número significativo de parcelas utilizado (oito ou doze por fisionomia e 24 em cada área de estudo), a distribuição destas parcelas respeitando características fisionômicas, pedológicas e geomorfológicas homogêneas e a utilização de dados meteorológicos *in loco*, foram condições metodológicas diferenciais nas pesquisas aqui apresentadas. Permitiram relacionar com maior veracidade a vegetação com o meio físico, proporcionando desta forma a melhor compreensão do funcionamento dos ecossistemas estudados. Afora isto, a avaliação do comportamento do nível freático segundo diferentes condições ambientais, foi fundamental para esta compreensão, sobretudo pelo fato das áreas de estudo comporem ambientes hidromórficos.

REFERÊNCIAS

ADAIR, C.E., REICH, P.B., HOBBIE, S.E. & KNOPS, J.M.H. 2009. Interactive effects of time, CO₂, N, and diversity on total belowground carbon allocation and ecosystem carbon storage in a grassland community. *Ecosystems* 12:1037-1052.

ANDRADE, B.O. 2010. A vegetação das nascentes do rio Tibagi e sua relação com o regime hídrico dos solos. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

ANDRADE, B.O. 2010. A vegetação das nascentes do rio Tibagi e sua relação com o regime hídrico dos solos. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

ANDRADE, B.O & CURCIO, G.R (no prelo). Histosol drainage affects biomass production in wet grasslands. *Grassland Science*.

ANJOS, H.C.L., PEREIRA, M.G. & FONTANA. 2008. Matéria orgânica e pedogênese. In *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais* (G.A. Santos, L.S. Silva, L.P. Canellas, & F.A.O. Camargo, eds). 2 ed. Metrópole, Porto Alegre, p. 45-63.

ALVAREZ-COBELAS, M. & CIRUJANO, S. 2007. Multilevel responses of emergent vegetation to environmental factors in a semiarid floodplain. *Aquatic Botany* 87:49-60.

ARAÚJO, D.S.D., SCARANO, F.R., SÁ, C.F.C., KURTZ, B.C., ZALUAR, H.L.T., MONTEZUMA, R.C.M. & OLIVEIRA, R.C. 1998. Comunidades vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. In *Ecologia das lagoas costeiras do parque Nacional da restinga de Jurubatiba e do município de Macaé (RJ)* (Esteves, F. A. ed.). NUPEM/UFRJ, Rio de Janeiro, p.39-62.

ARAÚJO, G.M., BARBOSA, A.A.A, ARANTES, A.A. & AMARAL, A.F. 2002. Composição florística de veredas no município de Uberlândia, MG. *Revista Brasileira de Botânica* 25(4):475-493.

BERTUZZI, T., GRIGOLETTO, D., CANTO-DOROW, T.S. & EISINGER, S.M. 2011. O gênero *Ludwigia* L. (Onagraceae) no município de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. *Ciência e Natura* 33(1):43-73.

BOLDRINI, I. I. 2009. A flora dos campos do Rio Grande do Sul. In *Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade* (Pillar et al. eds.). MMA, Brasília, p. 63-77.

BROWN, M. T. 1998. A simulation model of hydrology and nutrient dynamics in wetlands. *Comput., Environ. and Urban Systems* 12:221-237.

CAIRNS, M. A., BROWN, S., HELMER, E.H. & BAUMGARDNER, G.A. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111:1-11.

- CAMARGO, F.A.O., SANTOS, G.A. & ZONTA, E. 1999. Alterações eletroquímicas em solos inundados: revisão bibliográfica. *Ciência Rural*. 29(1):171-180.
- CASTRO, E.A. & KAUFMANN, J.B. 1998. Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. *Journal of Tropical Ecology* 14:263-283.
- CRAMER, W., MOORE, B. & SAHAGIAN, D. 1996. Data needs for modelling global biospheric carbon fluxes – lessons from a comparison of models. *IGBP Newsletter* 27:13-15.
- CORNELISSEN et. al. 2003. A handbook for protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51: 335-380.
- COSTA, C.S.B., IRGANG, B.E., PEIXOTO, A.R. & MARANGONI, J.C. 2003. Composição florística das formações vegetais sobre uma turfeira topotrófica da planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Botanica Brasileira* 17(2):203-212.
- DELITTI, W.B.C., PAUSAS J.G. & BURGER, D.M. 2001. Belowground biomass seasonal variation in two neotropical savannas (Brazilian cerrados) with different fire histories. *Annals of Forest Science* 58:713-721.
- DITTRICH, V.A.O. 2005. Estudos taxonômicos no gênero *Blechnum* L. (Pterophyta: Blechnaceae) para as regiões sudeste e sul do Brasil. Tese de doutorado, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, SP.
- FIDELIS, A., APEZZATO-DA-GLÓRIA, B. & PFADENHAUER, J. A. 2009. A importância da biomassa e das estruturas subterrâneas nos Campos Sulinos. In *Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade* (V. P. Pillar, S.C. Müller, Z.M.S. Castilhos, & A.V.A. Jaques, eds.). MMA, Brasília, p.88-100.
- FIDELIS, A., DELGADO-CARTAY, M.D., BLANCO, C.C., MÜLLER, S.C., PILLAR, V.D. & PFADENHAUER, J. 2010. Fire intensity and severity in Brazilian *campos* grasslands. *Interciencia* 35:739-745.
- FIDELIS, A., LYRA, M.F.S. & PIVELLO, V.R. 2012. Above- and belowground biomass and carbon dynamics in Brazilian Cerrado wet grasslands. *Journal of Vegetation Science* DOI: 10.1111/j.1654-1103.2012.01465.x.
- GRIMM, A.M. Clima da Região Sul do Brasil. 2009. In: *Tempo e Clima no Brasil* (I.F.A. Cavalcanti, N.J. Ferreira, J.M.G. Silva & M.A.D. SILVA). Editora Oficina de Textos, São Paulo, p. 259-275.
- HAYWARD, P.M. & CLYMO, R. S. 1982. Profiles of water content and pore size in *Sphagnum* and peat, and their relation to peat bog ecology. *Proceedings of the Royal Society, B Biological Sciences* 215:299-325.
- HEIDEN, G., IGANCI, J.R.V. & MACIAS, L. 2009. *Baccharis* sect. *Caulopterae*

(Asteraceae, Astereae) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Rodriguésia* 60(4):943-983.

HERINGER, I. & JACQUES, A.V.A. 2002. Acumulação de forragem e material morto em pastagem nativa sob distintas alternativas de manejo em relação às queimadas. *Revista Brasileira de Zootecnia* 31(2):599-604.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 2012. Manual Técnico da vegetação brasileira, nº 1. In Manuais técnicos em geociência. 2 ed. Ministério de Planejamento, Orçamento e Gestão, Rio de Janeiro.

IRGANG, B.E. & GASTAL JR, C.V.S. 1996. Onagraceae. In *Macrófitas Aquáticas da Planície Costeira do RS*. 1 ed. Porto Alegre: [s.n.].

JOBÁGY, E. G., SALA, O. E, PARUELO, J. M. 2002. Patterns and controls of primary production in the Patagonian steppe: a remote sensing approach. *Ecology* 83 (2): 307-319.

JUNK, W.J. & PIEDADE, M.T. F.1993. Herbaceous plants of the Amazon floodplain near Manaus: species diversity and adaptations to the flood pulse. *Amazoniana* 3/4: 467-484.

KAUFFMAN, J.B., CUMMINGS, D.L. & WARD, D.E. 1994. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian Cerrado. *Journal of Ecology* 82:519-531.

KOZERA, C., KUNIYOSHI, Y.S., GALVÃO, F. & CURCIO, G.R. 2012. Espécies vasculares de uma área de campos naturais do sul do Brasil em diferentes unidades pedológicas e regimes hídricos. *Revista Brasileira de Biociências* 10(3):267-274.

LENSEN, J.P.M., MENTING, F.B.J., PUTTEN, W.H. & BLOM, C.W.P.M. 1999. Effects of sediment type and water level on biomass production of wetland plant species. *Aquatic Botany* 64:151-165.

LEPS, J. & SMILAUER, P. 2004. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press, 269 p.

LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012> (último acesso em 18/11/2012).

LOBO, P.C. & JOLY, C.A. 1998. Tolerance to hypoxia and anoxia in neotropical species. In *Ecophysiological strategies of xerophytic and amphibious plants in the neotropics* (F. R. Scarano & A. C. Franco, eds). Series *Oecologia Brasiliensis*, IV. PPGE-UFPRJ, Rio de Janeiro, p. 137-156.

LONG, S. P., GARCIA M.E., IMBAMBA, S.K., KAMNLRUT, A., PIEDADE, M.T., SCURLOCK, J.M.O., SHEN, Y.K. & HALL, D.O. 1989. Primary productivity of natural grass ecosystems of the tropics: a reappraisal. *Plant and Soil* 115:115-166.

LOUAULT, F., PILLAR, V.D., AUFRERE, J., GARNIER, E. & SOUSSANA, J.F. 2005. Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in semi-natural grassland. *Journal of Vegetation Science* 16:151-160.

- McCUNE, J. & GRACE, J. B. 2002. Analysis of ecological communities. Glenden Beach, Oregon. 300 p.
- MIODUSKI, J. & MORO, R.S. 2011. Grupos funcionais da vegetação campestre do Alagados, Ponta Grossa, Paraná. *Iheringia - Série Botânica* 66(2):241-256.
- MONTEITH, J. L. 1981. Climatic variation and the growth of crops. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 107: 749-774.
- PARUELO, J.M., PINEIRO, G., BALDI, G., BAEZA, S., LEZAMA, F., ALTESOR, A. & OESTERHELD, M. 2010. Carbon stocks and fluxes in rangelands of the Río de la Plata Basin. *Rangeland Ecology and Management* 63:94–108.
- PILLAR, V.P. 1999. On the identification of optimal plant functional types. *Journal of Vegetation Science* 10:631-640.
- PIVELLO, V.R. & COUTINHO, L.M. 1992. Transfer of macronutrients to the atmosphere during experimental burnings in an open cerrado (Brazilian Savanna). *Journal of Tropical Ecology* 8:487-497.
- POZER, C.G. & NOGUEIRA, F. 2004. Flooded native pastures of the northern region do the Pantanal of MT: biomass and primary productivity variations. *Brazilian Journal of Biology* 64:859-866.
- PUCHETA, E., CABIDO, M., DIAZ, S. & FUNES, G. 1998. Floristic composition, biomass, and aboveground net plant production in grazed and protected sites in a mountain grassland of central Argentina. *Acta Oecologica* 19(2):97-105.
- RACHWAL, M.F. G. 2013. Fluxos de gases de efeito estufa em organossolo natural e drenado, Paraná, Brasil. Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- RAMBO, B. 1942. A Fisionomia do Rio Grande do Sul. Jesuítas no Brasil. Livraria Selbach, Porto Alegre.
- REBELLATO, L. & CUNHA, C.N. 2005. Efeito do "fluxo sazonal mínimo da inundação" sobre a composição e estrutura de um campo inundável no Pantanal de Poconé MT, Brasil. *Acta. Botânica Brasileira* 19(4):789-799.
- SAND-JANSEN, K., PEDERSEN, O., BINZER, T. & BORUM, J. 2005. Constrasting oxygen in freshwater isoetid *Lobelia dortmanna* and marine seagrass *Zostera marina*. *Annals of Botany* DOI 10.1093/aob/mci/214.
- SANTOS, H.G, JACOMINE, P.K.T, ANJOS, L.H. C., OLIVEIRA, V.A., OLIVEIRA, J.B., COELHO, M.R., LUMBREAS, J.F. & CUNHA, T.J.F. (eds.). 2006. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2 ed. Embrapa Solos, Rio de Janeiro.
- SCURLOCK, J.M.O. & HALL, D.O. 1998. The global carbon sink: a grassland perspective. *Global Change Biology* 4:229-233.

SCURLOCK, J.M.O., JOHNSON, K. & OLSON, R.J. 2002. Estimating net primary productivity from grassland biomass dynamics measurements. *Global Change Biology* 8:736-753.

SOUSA, L.P, RACHWAL, M. F. G., MARQUES, R., CURCIO, G. R (no prelo). Above and belowground biomass of wet subtropical grassland in a river spring: relationship with geo-pedological factors, Ponta Grossa, Paraná State. *Biota Neotropica*.

SOUSA, R. O, VAHL, L. C., OTERO, K. X. L. Química ds solos alagados. In *Química e mineralogia do solo, parte II – aplicações* (Melo, V. F. & Alleoni, R. F. eds). Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, UFV. p.485-528.

TAIZ, L. & ZEIGER, E. 2009. *Fisiologia Vegetal*. 4 ed. Artmed, Porto Alegre.

TOPA, M.A.& McLEOD, K.W. 1986. Effects of anaerobic growth conditions on phosphorous tissue concentrations and absorption rates of southern pine seedlings. *Tree Physiology* 2:327-340.

TITLYANOVA, A.A. 1991. Productivity in grasslands of the USSR. In *Plant roots and their environment*. (B.L. McMichael & H. Persson, eds.). Elsevier Science Publishers, Amsterdam, p. 374-380.

TITLYANOVA, I.P., ROMANOVA, N.P., KOSYKH, N.P. & MIRONYCHEVA-TOKAREVA. 1999. Pattern and process in above-ground and belowground components of grassland ecosystems. *Journal of Vegetation Science* 10:307-320.

TUCKER, C. J., FUNG, I. Y., KEELING, C. G., GAMMON, R. H. 1986. Relation between atmospheric CO₂ variations and a satellite-derived vegetation index. *Nature* 319: 195-199.

VIOLLE et al. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116:882-892.

VITT, D.H. 2002. Peatlands: ecosystems dominated by bryophytes. In *Bryophyte biology* (J. Shaw & B. Goffinet, eds). Cambridge University Press, Cambridge, p. 312-343.

WARRICK R. A. 1986. Photosynthesis seen from above. *Nature* 319: 181

WREGGE, M.S., STEINMETZ, S., GARRASTAZU, M.C., REISSER JR, C., ALMEIDA, I.R., HERTER, F., CARAMORI, P.H., RADIN, B., MATZENAUER, R., BRAGA, H.J., PRESTES, S.D., CUNHA, G.R., MALUF, J.R.T. & PANDOLFO, C. 2011. *Atlas Climático da Região Sul do Brasil: Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul*. 1 ed. Embrapa Clima Temperado, Pelotas, v. 1.

ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey. 666 p.

CAPÍTULO III

DECOMPOSIÇÃO DA BIOMASSA AÉREA

1. INTRODUÇÃO

O material vegetal em decomposição exerce fundamental importância na produtividade dos ecossistemas terrestres, contribuindo com a maior parte do fluxo de energia (Pritchett, 1979). Esta biodegradação é decisiva na formação da matéria orgânica do solo, participando de modo determinante no fluxo de CO₂, sendo fonte de nutrientes (Wardle et al., 2003). Particularmente em ambientes de clima frio, a matéria orgânica acumulada passa por processos de mineralização lenta e de humificação, onde perde gradativamente a estrutura primária, formando compostos de estrutura complexa (Anjos et al., 2008). Em solos hidromórficos, como os Organossolos, seus horizontes são produto direto de baixas taxas de decomposição, os quais são provenientes de baixas temperaturas, altas pluviosidades, assim como de baixos pH, e sobretudo pelo excesso de água e pela escassez de oxigênio, os quais resultam na diminuição da atividade microbiana (Lobo & Joly, 1998; Valladares, 2003; Anjos et al., 2008).

A decomposição diferencia-se em função da variação na diversidade da fauna do solo, dos microrganismos e da vegetação. Os dois primeiros são vitais neste processo, onde a fauna do solo cumpre papéis de fragmentação e oxidação de detritos vegetais, e os microrganismos - bactérias e fungos - são responsáveis por sua transformação química (Lavelle et al., 1993). A vegetação, por outro lado, tem efeito na decomposição em virtude de diferenciações na qualidade da biomassa/serapilheira, segundo as diferentes espécies ou grupos funcionais (Swift et al., 1979; Ward et al., 2010). A qualidade da biomassa refere-se às características físicas, dentre elas a espessura ou rigidez das folhas (Cornillessen & Thompson, 1997) e às bioquímicas. Estas últimas correspondem às relações C/N, à presença de elementos como lignina, celulose, compostos fenólicos, nutrientes minerais, dentre outros (Swift & Anderson, 1989; Stevenson, 1994).

A decomposição também varia em função de alguns componentes abióticos, onde se incluem a temperatura, a umidade atmosférica e fatores edáficos, entre eles o regime hídrico. A temperatura exerce grande controle na velocidade de

decomposição, que geralmente reduz-se em ambientes mais frios (Delitti, 1995). Já os ambientes submetidos à seca reprimem a atividade microbiana em virtude da diminuição da respiração, quando o potencial hídrico do solo passa de certo limite (Orchard & Cook, 1983; Skopp et al., 1990; Sanaullah et al., 2012). Por outro lado, em ambientes úmidos, sobretudo em estações chuvosas, ocorre maior lixiviação dos elementos mais solúveis e aumento da atividade de organismos decompositores que fragmentam a biomassa morta (Wallwork, 1970; Fournier & Fournier, 1977).

Em linhas gerais, a ordem de importância dos fatores que interferem na decomposição é: macroclima, microclima, natureza do material vegetal e a comunidade decompositora (Meentmeyer, 1978; Anderson & Swift, 1983). Particularmente dentro de um mesmo ecossistema, a decomposição pode variar segundo diferentes condições microambientais, dentre elas a umidade do solo e as características das comunidades decompositoras do local (Swift et al., 1979; Vitousek et al., 1994).

Ecossistemas campestres de clima frio constituem um grande potencial para armazenar biomassa vegetal (Sousa et al., no prelo; Andrade, 2010). Por consequência, o mesmo é válido para o armazenamento de carbono, apontado em trabalhos como o de Adair et al. (2009), onde foram registrados estoques de C na serapilheira de 66 g C m^{-2} . Nos campos úmidos, este potencial pode se mostrar ampliado, como verificado por Fidelis et al. (2012), onde foram estimados valores entre 621 a 716 g C m^{-2} na biomassa total, incluindo a subterrânea.

Apesar da vasta literatura encontrada sobre florestas, estudos da decomposição de biomassa de vegetação campestre são menos comuns. No Brasil, são raros, e dentre eles pode-se citar o de Silva (2009), relativa à avaliação do efeito do nitrogênio na decomposição de espécies campestres do Cerrado. Pesquisas no exterior são mais facilmente constatadas, dentre elas, na Argentina (Moretto & Distel, 2003; Vivanco & Austin, 2006), Quênia (Deshmukh, 1985), Alemanha (Scherer-Lorenzen, 2008), França (Sanaullah et al., 2012), Austrália (Cristhie, 1979), Estados Unidos (Abouguendia & Whitman, 1979; Knops et al., 2001; Vivanco & Austin, 2006), Grécia (Dimitrakopoulos, 2010), Índia (Gupta & Singh, 1981) e Antártica (Davis, 1980).

Formulou-se a hipótese de que a divisão da biomassa a partir de grupos funcionais incorria em diferenças na decomposição. As menores taxas de

decomposição ocorreriam para as arbustivas (Ponta Grossa e Palmas) e para as herbáceas de baixa decomposição (*Blechnum* spp.) (Ponta Grossa), enquanto que as maiores taxas seriam relacionadas às herbáceo-subarbustivas (Palmas). Além disso, entendeu-se que haveria a maior decomposição nas fisionomias com as menores alturas do nível freático. Desta forma, os objetivos deste trabalho foram:

- Comparar a biomassa remanescente e a taxa de decomposição dos grupos funcionais dentro das fisionomias;
- Comparar a biomassa remanescente e a taxa de decomposição de cada grupo funcional entre as fisionomias, em função de diferentes alturas do nível freático.

2. PROCEDIMENTO METODOLÓGICO

2.1 Medições do nível freático

Para as fisionomias CG-PI (campo graminoso em Organossolo pouco inundado) e CA-I (campo arbustivo em Organossolo inundado) da área da nascente rio Caracará (Ponta Grossa), foram utilizados os dados de altura do nível freático das medições quinzenais da pesquisa de quantificação de biomassa, feitas entre abril de 2010 e outubro de 2011 (Capítulo II). Na CG-PI, a média foi de - 3,1 cm, com oscilação entre - 13 cm e + 1,3 cm, ficando o nível freático abaixo da superfície do solo grande parte do período (14 dos 18 meses). Por outro lado, na CA-I obteve-se uma média de + 1,2 cm, com valores variando entre - 1,8 a + 3,4 cm, onde o nível freático ficou a maior parte do período acima da superfície (15 dos 18 meses).

Na fisionomia CG-D, as alturas do nível freático foram obtidas a partir das medições mensais de outra pesquisa (Rachwal, 2013), com poços hídricos alocados imediatamente próximos aos sacos de decomposição (Figura 3, Introdução Geral). O nível freático apresentou um decaimento gradativo desde a instalação do dreno (setembro de 2010), estabilizando-se a uma média de - 59 cm.

As alturas do nível freático nas três fisionomias da área da nascente do rio da Dama também foram previamente obtidas a este ensaio de decomposição, no decorrer da pesquisa relacionada à quantificação de biomassa. Em todas foi

identificado nível freático acima da superfície praticamente o período inteiro (15 dos 18 meses), sendo que na fisionomia CA-P foram verificadas as maiores alturas (média de + 6,4 cm, oscilando entre - 4 e + 11,8 cm). Nas fisionomias CG-PP e CG-R foram registradas variações de altura do nível freático muito próxima entre elas (ambas com média de 1,6 cm, oscilando entre - 8,8 a + 6,4 cm e de - 11,8 cm a + 5,8 cm, respectivamente) (Figura 6, Capítulo II).

2.2 Ensaio de decomposição

2.2.1 Coleta e preparação do material biológico

O material vegetal utilizado para compor o ensaio de decomposição, baseado na utilização de sacos de decomposição ou *litterbags*, foi obtido de parte da biomassa coletada em fevereiro de 2011 para os estudos de quantificação, cujas parcelas possuíam dimensões de 0,5 m por 0,5 m (Capítulo II). A biomassa da área da nascente do rio Caracará foi determinada por uma amostragem composta de oito parcelas nas fisionomias CA-I e CG-D e 12 na CG-PI (Tabela 1; Figura 3, Introdução Geral), sendo que na área da nascente do rio da Dama, foi formada por oito parcelas nas fisionomias CA-P e CG-R e 12 na CG-PP.

Procedeu-se à triagem do material segundo a classificação em grupos funcionais (Tabela 1; Figura 6, Introdução Geral). Este material foi composto por biomassa viva, ou eventualmente, em pequenas proporções, no caso das gramínoides, por biomassa morta. Após esta etapa e após as pesagens da biomassa para a quantificação da biomassa, o material de todas as parcelas de cada grupo funcional por fisionomia foi reunido e misturado de forma a haver homogeneização. Em seguida, uma porção de cada grupo funcional foi separada, e quando necessário, o material era cortado para ser acondicionado adequadamente nos sacos de decomposição. Este procedimento foi adotado principalmente para as espécies gramínoides, subarbustivas e arbustivas, sendo que para estas últimas, ramos e folhas foram colocados juntos.

Tabela 1. Grupos funcionais da biomassa. Ponta Grossa e Palmas, PR.

Grupo funcional	Descrição do grupo funcional	Local
arbustivas	¹ Plantas lenhosas com altura entre 0,8 a 2 m, ramificando desde a base ou perto dela.	Ponta Grossa e Palmas
graminoides	Poaceae, Cyperaceae, Juncaceae e Xyridaceae (famílias com espécies de folhas filiformes a lineares)	Ponta Grossa e Palmas
herbáceo-subarbustivas (HS)	² subarbustivas e herbáceas (com exceção das graminoides, <i>Sphagnum recurvum</i> P. Beauv., <i>Blechnum cordatum</i> (Desv.) Hieron. e <i>B. schomburgkii</i> (Klotzsch) C. Chr.	Ponta Grossa e Palmas
herbáceas de baixa decomposição (HBD)	Composto por <i>Blechnum cordatum</i> e <i>B. schomburgkii</i>	Ponta Grossa
herbácea avascular (HA)	Composto por <i>S. recurvum</i>	Ponta Grossa

¹Baseado em Cornelissen et al. (2003) e no IBGE (2012). ²Plantas com altura inferior a 0,8 m, sublenhosas (com certa rigidez, mas de fácil secção) na fase adulta ou lenhosas só na base (adaptação de IBGE, 2012).

Posteriormente, o material vegetal foi submetido à secagem por um período de 24 horas, a uma temperatura de 60° C. Em seguida foi pesado em balança analítica com precisão de duas casas decimais, a fim de serem obtidos os valores pré-determinados de acordo com a quantidade disponível de cada grupo funcional (Tabelas 2 e 3). Durante a transferência da biomassa para o interior dos sacos de decomposição, houve certa perda de material pelos orifícios, o qual ficou retido dentro de sacos plásticos que já os envolviam previamente. Este material caído foi pesado após nova secagem e subtraído dos pesos pré-estipulados, resultando no peso inicial médio (PI) (Tabelas 2 e 3), obtido da média de todos os sacos de todas as retiradas, sendo um valor fixo para cada grupo funcional, em cada fisionomia. Os sacos de decomposição eram de náilon e possuíam dimensões de 20 cm x 15 cm e abertura de malha de 2 mm.

2.2.2 Instalação do ensaio de decomposição

Na área da nascente do rio Caracará, o ensaio de decomposição foi realizado entre os dias 24 agosto de 2011 (T0 - tempo zero) e 03 de setembro de 2012 (T4 - 384 dias), com intervalos de retirada da biomassa de 28, 130, 223 e 384 dias após o T0. Na Nascente do rio da Dama, o experimento foi estabelecido no mesmo intervalo

da outra área, sendo a retirada da biomassa aos 29, 129, 233 e 384 dias após o T0.

Os sacos de decomposição foram distribuídos em campo de forma agrupada (Figura 1), e situados em relação ao solo conforme as condições naturais de posicionamento do material biológico morto. Desta forma, as gramíneas (Figura 1b), as arbustivas, as HBD e as HS, permaneceram junto à base das plantas, a uma distância que não as isolasse da umidade conferida pela transpiração do solo (em torno de cinco a dez cm superfície do solo). Por outro lado, os sacos do grupo HA (fisionomia CA-I de Ponta Grossa) ficaram diretamente sobre os montículos da própria espécie que o compõe (*S. recurvum*) (Figura 1c), sendo que aqueles pertencentes aos grupos da fisionomia CG-D de Ponta Grossa, ficaram em contato mais próximo ao solo (Figura 1a) por decorrência da exposição iniciada com a dessecação da vegetação.

No momento da coleta, os sacos de decomposição foram envolvidos por sacos plásticos para evitar a perda de material pelos orifícios. A pesagem foi obtida após a secagem em estufa a 60° C por 48 a 72 horas.

Tabela 2. Número e peso dos sacos de decomposição por grupo funcional. Ponta Grossa, PR.

Grupo funcional/ fisionomia	Número de repetições/ retirada	Número total de sacos	Peso pré- determinado (g)	Peso médio inicial (PI) (g)
Gramíneas – CG-D	10	40	20	17,79
Gramíneas – CG-PI	10	40	20	17,97
Gramíneas – CA-I	9	36	20	18,56
Arbustivas – CG-D	9	36	10	9,71
Arbustivas – CG-PI	5	20	10	9,8
Arbustivas – CA-I	10	40	20	19,62
HBD – CG-D	10	40	10	9,28
HBD – CA-I	10	40	20	19,31
HA – CA-I	10	40	18	15,41

HBD: herbáceas de baixa decomposição; HA: herbácea avascular.

Tabela 3. Número e peso dos sacos de decomposição por grupo funcional. Palmas, PR.

Grupo funcional/ fisionomia	Número de repetições/ retirada	Número total de sacos	Peso pré- determinado (g)	Peso inicial médio (PI) (g)
Graminoides – CG-PI	10	40	20	17,80
Graminoides – CA-I	10	40	20	18,02
Graminoides – CG-R	10	36	20	17,73
Arbustivas – CA-P	8	32	10	9,82
Arbustivas – CA-I	5	20	10	9,56
HS – CA-P	9	36	10	10,05

HS: herbáceo-subarbustiva.

2.3 Relação C/N dos grupos funcionais

A relação C/N dos grupos funcionais foi obtida pela determinação de carbono e nitrogênio, realizada no laboratório de Biogeoquímica do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola/SCA (Universidade Federal do Paraná). Foi feita por meio de combustão oxidativa, utilizando-se o analisador elementar marca Elementar, modelo Vario EL III. As amostras homogeneizadas foram moídas em moinho de faca e em seguida em moinho de bola, para serem posteriormente peneiradas em malha 0,05 mm, a partir das quais foram geradas três repetições por grupo funcional/fisionomia. Finalmente, foram colocadas em pequenas embalagens de alíquotas de 20 mg de estanho, a fim de proceder à combustão.



Figura 1. Disposição dos sacos de decomposição. **a.** Campo graminoso em Organossolo drenado (CG-D, Ponta Grossa); **b.** Campo graminoso em Organossolo raso (CG-R) (Palmas); **c.** Grupo funcional HA (herbácea avascular - *Sphagnum recurvum*) da fisionomia CA-I (campo graminoso em Organossolo inundado, Ponta Grossa): vista de cima dos sacos de decomposição (pontos vermelhos).

2.4 Cálculos

Com os valores de peso de biomassa, calculou-se a **porcentagem de biomassa remanescente** de cada grupo funcional para cada período (T1 a T4), como segue:

$$\blacktriangleright \text{biomassa remanescente (\%)} = (PF/PI) \times 100,$$

onde PF é o peso final médio obtido na pesagem de cada retirada e PI é o peso inicial médio obtido a partir da pesagem de todos os sacos de todas as retiradas juntas, resultando num valor fixo (Tabela 2 e 3).

Posteriormente foi obtida a **taxa de decomposição final (kfinal)** da biomassa de cada grupo funcional correspondente à última retirada, através da fórmula proposta por Jenny et al. (1949) e Olson (1963), a qual é derivada da anterior:

$$\blacktriangleright k = -\ln(1 - k'),$$

onde o coeficiente k' foi calculado por $k' = (PI - PF)/PI$.

Outro parâmetro calculado foi relacionado ao **tempo necessário para decompor 50, 95 e 99% da biomassa de cada grupo funcional**. Para isso utilizaram-se seguintes fórmulas:

$$T_{50\%} = -\ln(0,5)/k_{\text{final}}$$

$$T_{95\%} = -\ln(0,05)/k_{\text{final}}$$

$$T_{99\%} = -\ln(0,01)/k_{\text{final}}$$

2.5 Análise estatística

Os valores de porcentagem de biomassa remanescente foram plotados graficamente, e antes se aplicou uma regressão exponencial para ajustar a curva ao longo do tempo, a qual foi baseada na equação a seguir, proposta por Olson (1963):

$$W_t = W_0 \cdot e^{-k \cdot t},$$

onde W_t é a biomassa remanescente, W_0 é a biomassa inicial (100%), k é taxa de decomposição do período transcorrido até o dia de cada retirada e t é o tempo em que o material ficou em campo (dias), em cada período de coleta.

Os valores de taxa de decomposição final (k_{final}) e de porcentagem de biomassa remanescente de cada grupo funcional, foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e em seguida suas médias foram comparadas através do Teste de Tukey dentro e entre as fisionomias. Todas as análises foram feitas no programa estatístico *R* (R Development Core Team, 2012).

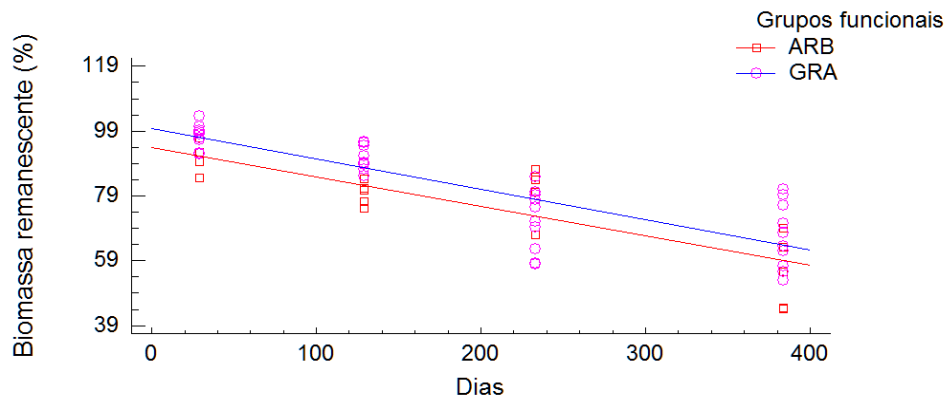
3. RESULTADOS

3.1 Nascente do rio Caracará

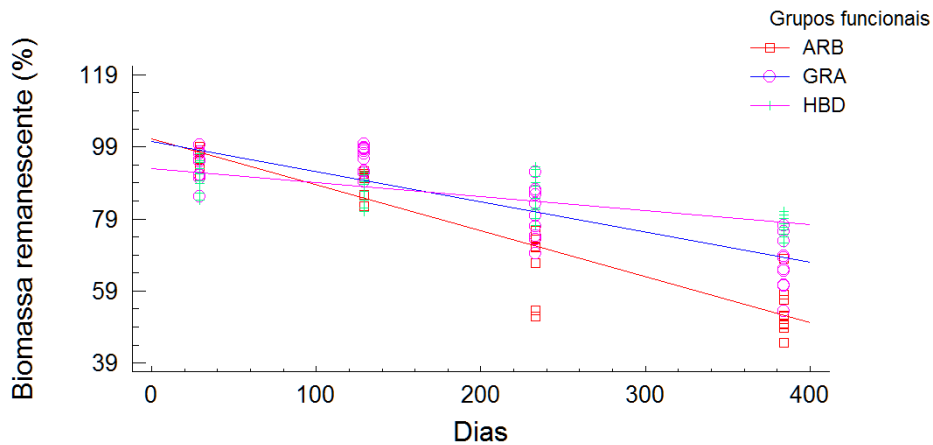
3.1.1 Biomassa remanescente

Para as três fisionomias, a perda de biomassa do material vegetal em todos os grupos funcionais foi caracterizada por curvas com decaimento suave e constante (Figura 2), cujos ajustes por regressão exponencial foram altamente significativos ($P \leq 0,001$) (Tabela 4).

(a) CG-PI – campo gramínoso em Organossolo parcialmente inundado



(b) CG-D - campo gramínoso em Organossolo drenado



(c) CA-I - campo arbustivo em Organossolo inundado

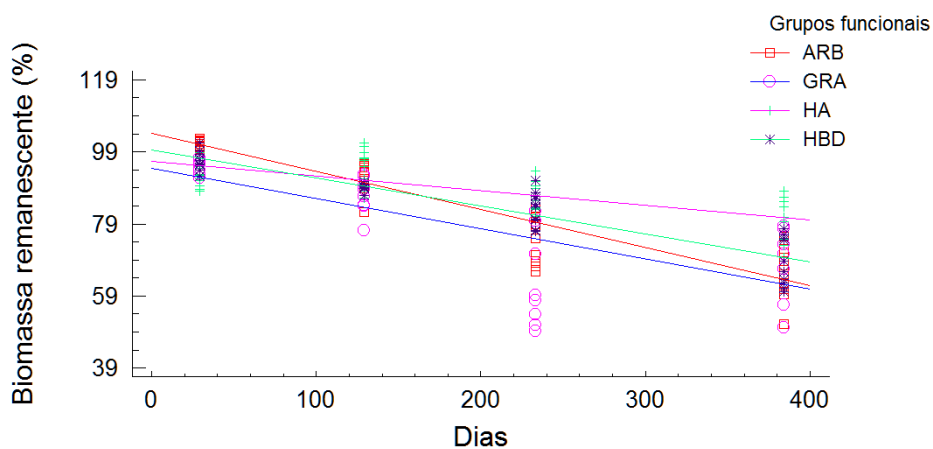


Figura 2. Biomassa remanescente dos grupos funcionais, segundo as fisionomias e em quatro retiradas dos sacos de decomposição (29, 129, 233 e 384 dias). ARB: arbustivas; GRA: gramíneas; HA: herbácea avascular; HBD: herbácea pouco decomponível. Ponta Grossa, PR.

Tabela 4. Taxa de decomposição (k), R² e valores P em função da regressão exponencial ($W_t = W_0 \cdot e^{-k \cdot t}$). Ponta Grossa, PR.

Fisionomia	Grupo funcional	K	R ²	Valor P
CG-D	Graminoides	0,34	0,700	< 0,001 ***
CG-D	Arbustivas	0,56	0,855	< 0,001 ***
CG-D	HBD	0,26	0,264	< 0,001 ***
CG-PI	Graminoides	0,41	0,712	< 0,001 ***
CG-PI	Arbustivas	0,50	0,616	< 0,001 ***
CA-I	Graminoides	0,47	0,531	< 0,001 ***
CA-I	Arbustivas	0,39	0,821	< 0,001 ***
CA-I	HBD	0,33	0,837	< 0,001 ***
CA-I	HA	0,21	0,428	< 0,001 ***

CG-PI: campo gramíneo em Organossolo parcialmente inundado; CG-D: campo gramíneo drenado; CA-I: campo arbustivo em Organossolo inundado; HBD: herbáceas de baixa decomposição; HA: herbácea avascular.

Os valores de biomassa remanescente variaram entre 55,2 e 79,8% e ao se comparar os grupos funcionais dentro de cada fisionomia, verificou-se diferença estatística em todas elas ($F=5,98$ e $P<0,001$; Tabela 5). Nas fisionomias CG-PI e CG-D, as arbustivas tiveram a menor porcentagem de biomassa remanescente e foram seguidas das gramíneas e HBD. As gramíneas mantiveram posição intermediária, ficando em segundo lugar nas fisionomias acima mencionadas e igualando-se estatisticamente às arbustivas e às HBD na CA-I, não mostrando, portanto, um padrão claro de decomposição.

Procedendo-se à comparação de cada grupo funcional entre fisionomias, constatou-se que as gramíneas não apresentaram diferença estatística entre si (Tabela 5). Para o grupo das arbustivas, houve diferença apenas na fisionomia CA-I, com o maior valor, ao passo que para o grupo HBD (*Blechnum* spp.), nesta mesma fisionomia, ocorreu a menor biomassa remanescente (Tabela 5).

Tabela 5. Médias e desvio padrão da biomassa remanescente dos grupos funcionais comparados dentro das fisionomias (letras maiúsculas) e entre fisionomias (letras minúsculas). Ponta Grossa, PR.

Fisionomia	Biomassa remanescente (%)			
	Graminoides	Arbustivas	HBD	HA
CG-PI	72,4±14,0 Ba	55,2±1,2 Aa	-----	-----
CG-D	66,6±7,4 Ba	53,3±13,7 Aa	77,1±2,9 Cb	-----
CA-I	68,0±18,2 Aa	65,4±7,2 Ab	68,5±6,8 Aa	79,8±6,2 B

CG-PI: campo graminoso em Organossolo parcialmente inundado; CG-D: campo graminoso em Organossolo drenado; CA-I: campo arbustivo em Organossolo inundado; HBD: herbáceas de baixa decomposição; HA: herbácea avascular. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si. Nível de significância com $P \leq 0,05$ do teste de Tukey para $\alpha = 5\%$.

3.1.2 Taxa de decomposição

As médias das taxas de decomposição finais variaram de 0,23 a 0,64 (Tabela 6) e mostram a mesma tendência em relação à porcentagem da biomassa remanescente, com uma única diferença, onde o grupo HBD, na fisionomia CA-I, diferiu das arbustivas e gramíneas ($F = 11,19$; $P < 0,001$; Tabela 6). Desta forma, a espécie *Sphagnum recurvum* (HA) exibiu a menor taxa e o grupo das arbustivas as maiores entre todas as fisionomias, ainda que estatisticamente igual às gramíneas na CA-I.

Tabela 6. Médias e desvio padrão das taxas de decomposição finais dos grupos funcionais comparados dentro das fisionomias (letras maiúsculas) e entre fisionomias (letras minúsculas). Ponta Grossa, PR.

Fisionomia	k final			
	Graminoides	Arbustivas	HBD	HA
CG-PI	0,40±0,14 Ba	0,58±0,19 Ab	-----	-----
CG-D	0,39±0,11 Ba	0,60±0,12 Ab	0,25±0,04Ca	-----
CA-I	0,38±0,15 Ca	0,41±0,11 Ca	0,36±0,09 Bb	0,22±0,07 A

CG-PI: campo graminoso em Organossolo parcialmente inundado; CG-D: campo graminoso em Organossolo drenado; CA-I: campo arbustivo em Organossolo inundado; HBD: herbáceas de baixa decomposição; HA: herbácea avascular. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si. Nível de significância com $P \leq 0,05$ do teste de Tukey para $\alpha = 5\%$.

3.1.3 Tempo para decomposição de 95 e 99% da biomassa

Compatível às duas variáveis anteriores de decomposição, no tempo necessário para decompor 50, 95 e 99% da biomassa de cada grupo funcional, as arbustivas e *S. recurvum* (HA) destacaram-se com os menores e maiores valores,

respectivamente (Tabela 7). Na fisionomia CA-I, para o primeiro grupo, para o percentual de 99% de decomposição, seriam requeridos quase 11 anos, e para o segundo, pouco mais de 20 anos.

Tabela 7. Tempo necessário para decompor 50, 95 e 99% da biomassa, para cada grupo funcional. Ponta Grossa, PR.

Fisionomia	Grupo funcional	T _{50%}	T _{95%}	T _{99%}
CG-PI	Graminoides	2 anos e 53 dias	9 anos e 100 dias	14 anos e 94 dias
CG-PI	Arbustivas	1 ano e 62 dias	5 anos e 9 dias	7 anos e 280 dias
CG-D	Graminoides	1 ano e 259 dias	7 anos e 138 dias	11 anos e 125 dias
CG-D	Arbustivas	1 ano e 67 dias	4 anos e 278 dias	7 anos e 177 dias
CG-D	HBD	2 anos e 244 dias	11 anos e 191 dias	17 anos e 260 dias
CA-I	Graminoides	1 ano e 291 dias	7 anos e 278 dias	11 anos e 339 dias
CA-I	Arbustivas	1 ano e 133 dias	7 anos e 24 dias	10 anos e 314 dias
CA-I	HBD	1 anos e 263 dias	7 anos e 330 dias	12 anos e 55 dias
CA-I	HA	3 anos e 24 dias	13 anos e 93 dias	20 anos e 138 dias

CG-PI: campo gramíneo em Organossolo parcialmente inundado; CG-D: campo gramíneo em Organossolo drenado; CA-I: campo arbustivo em Organossolo inundado; HBD: herbáceas de baixa decomposição; HA: herbácea avascular.

3.1.4 Relação C/N

Segundo a análise química dos tecidos vegetais, foram verificados valores elevados da relação C/N, sendo o menor para o grupo funcional HA (37,5) e os maiores para as gramíneas (até 100,3) (Tabela 8). Relações intermediárias ocorreram para as arbustivas e para as herbáceas de baixa decomposição (HDB).

Tabela 8. Relação C/N de cada grupo funcional nas diferentes fisionomias. Ponta Grossa, PR.

Grupo funcional/ fisionomia	C/N
Graminoides – CG-PI	100,2
Graminoides – CG-D	103,3
Graminoides – CA-I	55,6
Arbustivas – CG-D	71
Arbustivas – CG-PI	62,8
Arbustivas – CA-I	68,1
HBD – CG-D	49,7
HBD – CA-I	48,9
HA – CA-I	37,5

CG-PI: campo gramíneo em Organossolo parcialmente inundado; CG-D: campo gramíneo em Organossolo drenado; CA-I: campo arbustivo em Organossolo inundado; HBD: herbáceas pouco decomponíveis; HA: herbácea avascular.

3.2 Nascente do rio da Dama

3.2.1 Biomassa remanescente

Semelhante ao ocorrido na área de Ponta Grossa, constatou-se para todos os grupos funcionais, nas três fisionomias, um decaimento suave e constante das curvas de biomassa remanescente (Figura 3), cujos ajustes por regressão exponencial foram altamente significativos ($P \leq 0,001$) (Tabela 9).

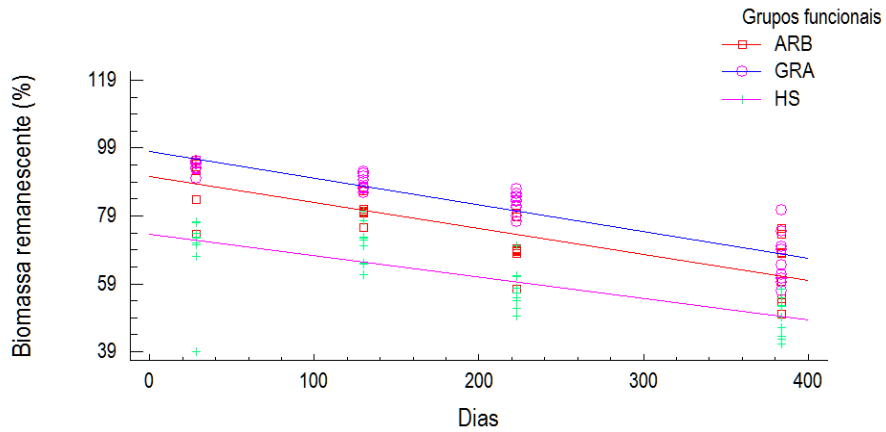
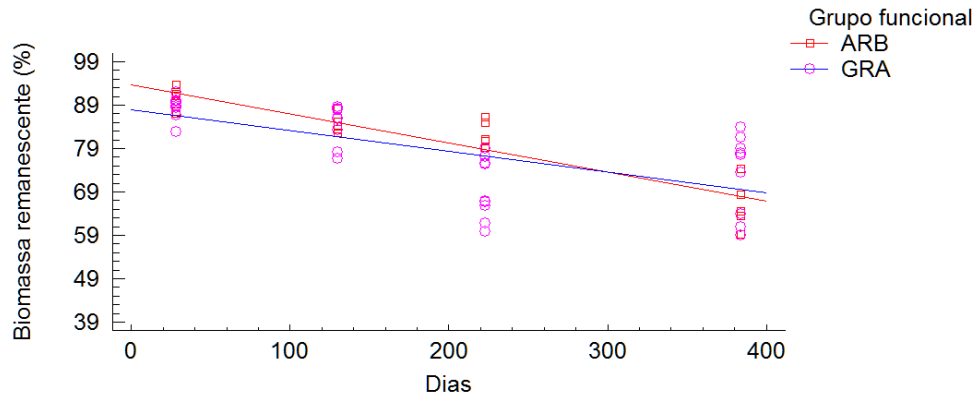
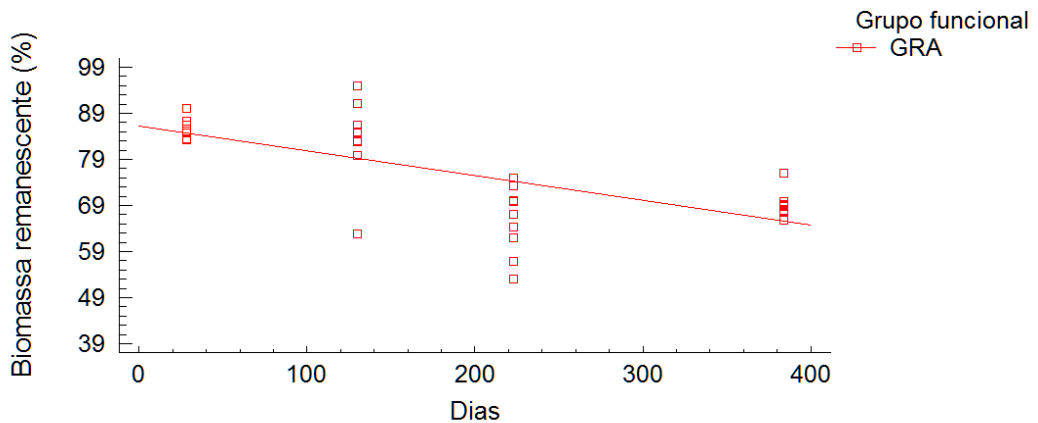
(a) CA-P – campo arbustivo em Organossolo profundo**(b) CG-PP – campo gramíneo em Organossolo pouco profundo****(c) CG-R – campo gramíneo em Organossolo raso**

Figura 3. Biomassa remanescente dos grupos funcionais segundo as fisionomias e em quatro retiradas dos sacos de decomposição (28, 130, 223 e 384 dias). ARB: arbustivas; GRA: gramínoide; HS: herbáceo-subarbustivas. Palmas, PR.

Tabela 9. Taxa de decomposição (k), R^2 e valores P em função da regressão exponencial ($W_t = W_0 \cdot e^{-k \cdot t}$). Palmas, PR.

Fisionomia	Grupo funcional	k	R^2	Valor P
CA-P	Graminoides	0,35	0,801	<0,001 ***
CA-P	Arbustivas	0,51	0,575	<0,001 ***
CA-P	Herbáceo-arbustiva	0,85	0,691	<0,001 ***
CG-PP	Graminoides	0,41	0,092	<0,001 ***
CG-PP	Arbustivas	0,39	0,706	<0,001 ***
CG-R	Graminoides	0,48	0,000	<0,001 ***

CA-P: campo arbustivo em Organossolo profundo; CG-PP: campo graminoso em Organossolo pouco profundo; CG-R: campo graminoso em Organossolo raso.

Os valores de biomassa remanescente variaram entre 48,9 e 72,5% e não apresentaram diferenças estatísticas ($F=0,172$ e $p=0,68$) (Tabela 10; Figura 3a).

Tabela 10. Médias e desvio padrão da biomassa remanescente dos grupos funcionais comparados dentro das fisionomias (letras maiúsculas) e entre fisionomias (letras minúsculas). Palmas, PR.

Fisionomia	Biomassa remanescente (%)		
	Graminoides	Arbustivas	Herbáceo-subarbustivas
CA-P	67,3±7,88 Aa	62,9±9,64 Aa	48,9±5,78 B
CG-PP	72,5±8,90 Aa	65,9±5,66 Aa	--
CG-R	68,8±2,76 a	--	--

CA-P: campo arbustivo em Organossolo profundo; CG-PP: campo graminoso em Organossolo pouco profundo; CG-R: campo graminoso em Organossolo raso. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si. Nível de significância com $P \leq 0,05$ do teste de Tukey para $\alpha = 5\%$.

3.2.2 Taxa de decomposição

As taxas de decomposição oscilaram entre 0,31 e 0,69, onde distintamente à biomassa remanescente, não houve diferença entre nenhum dos grupos funcionais ($F=0,53$ e $P=0,82$).

Tabela 11. Médias e desvio padrão das taxas de decomposição finais dos grupos funcionais comparados dentro das fisionomias (letras maiúsculas) e entre fisionomias (letras minúsculas). Palmas, PR.

Fisionomia	k final		
	Graminoides	Arbustivas	Herbáceo-subarbustivas
CA-P	0,38±0,11Aa	0,45±0,15 Aa	0,69±0,11 A
CG-PP	0,31±0,12Aa	0,40±0,08 Aa	----
CG-R	0,36±0,04 a	----	----

CA-P: campo arbustivo em Organossolo profundo; CG-PP: campo graminoso em Organossolo pouco profundo; CG-R: campo graminoso em Organossolo raso. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si. Nível de significância com $P \leq 0,05$ do teste de Tukey para $\alpha = 5\%$.

3.2.3 Tempo para decomposição de 50, 95 e 99% da biomassa

Congruente aos parâmetros anteriores, foram identificados os tempos mais curtos para decomposição em todos os períodos para as herbáceo-subarbustivas (HS), indicando perto de 7 anos para decompor praticamente toda a biomassa (99%) (Tabela 12). Este período foi bastante aquém dos encontrados nos grupos arbustivas e graminoides, perto da metade em relação a eles.

Tabela 12. Tempo necessário para decompor 50, 95 e 99% da biomassa, para cada grupo funcional. Palmas, PR.

Fisionomia	Grupo funcional	T _{50%}	T _{95%}	T _{99%}
CA-P	Graminoides	1 ano e 296 dias	7 anos e 138 dias	12 anos e 126 dias
CA-P	Arbustivas	1 ano e 196 dias	6 anos e 234 dias	10 anos e 77 dias
CA-P	HS	1 anos e 34 dias	4 anos e 134 dias	6 anos e 260 dias
CG-PP	Graminoides	2 anos e 84 dias	9 anos e 231 dias	14 anos e 296 dias
CG-PP	Arbustivas	1 ano e 268 dias	7 anos e 178 dias	11 anos e 187 dias
CG-R	Graminoides	1 ano e 318 dias	7 anos e 35 dias	12 anos e 162 dias

CA-P: campo arbustivo em Organossolo profundo; CG-PP: campo graminoso em Organossolo pouco profundo; CG-R: campo graminoso em Organossolo raso. HS: herbáceo-subarbustiva.

3.2.4 Relação C/N

As relações C/N mostraram o valor mais baixo para as HS (34,3), próximo apenas das arbustivas da fisionomia CA-P (37,1). Todos os demais grupos funcionais resultaram em relações C/N que variaram entre 63 (graminoides - CA-P) e 82,3 (arbustivas - CG-PP) (Tabela 13).

Tabela 13. Relação C/N de cada grupo funcional nas diferentes fisionomias. Palmas, PR.

Grupo funcional/ fisionomia	C/N
Graminoides – CA-P	63,0
Graminoides – CG-PP	76,7
Graminoides – CG-R	74,5
Arbustivas – CA-P	37,1
Arbustivas - CG-PP	82,3
HS – CA-P	34,3

CA-P: campo arbustivo em Organossolo profundo; CG-PP: campo gramíneo em Organossolo pouco profundo; CG-R: campo gramíneo em Organossolo raso. HS: herbáceo-subarbustivas.

4. DISCUSSÃO

4.1 Nascente do rio Caracará

4.1.1 Comparação dos grupos funcionais dentro das fisionomias

Nas fisionomias onde as espécies de *Blechnum* (grupo HBD) foram avaliadas, (CG-D e CA-I), as menores decomposições verificadas (Figura 2b; Tabelas 5 e 6) confirmaram uma das hipóteses, formulada com base na consistência rígida das folhas, pecíolos e hastes, assim como nas observações em campo, onde foram visualizados consideráveis acúmulos de serapilheira.

Por outro lado, as maiores decomposições para as arbustivas, averiguadas nas fisionomias CG-PI e CG-D (Figura 2a e 2b; Tabelas 5 e 6), rejeitaram a hipótese de que este grupo teria ao menos um dos menores valores em relação aos parâmetros avaliados. Como medida de comparação, este grupo chegou a se equiparar às herbáceo-subarbustivas (HS) da vegetação da nascente do rio da Dama, com 48,9% de biomassa remanescente e 0,69 de taxa de decomposição.

A relação C/N é considerada um parâmetro útil para ajudar a explicar a decomposição (Taylor et al., 1989). São concebidas como elevadas, aquelas acima de 30/1, limite a partir do qual há pequenas quantidades de N em relação ao C, tornando-se esta condição, um elemento restritivo à atividade microbiana na decomposição (Siqueira & Franco, 1988). Segundo a análise química dos tecidos vegetais, foram verificados valores altos para o grupo funcional arbustivas (entre

62,8 e 71) (Tabela 8), similares às relações C/N de 51,6 e 60,2, constatadas em outra pesquisa, no Morro dos Perdidos/Serra do Mar (Tijucas do Sul, PR) (⁹Sousa et al., dados não publicados), realizada com os mesmos métodos.

Na fisionomia CA-I, a menor decomposição encontrada para o grupo funcional HA (herbácea avascular – *S. recurvum*), pode ser explicada com base em duas condições. A primeira delas refere-se ao fato de que apesar de os filídeos e caulídeos das espécies de *Sphagnum* serem flexíveis e de consistência membranácea, seus tecidos são formados por células mortas grandes (células hialinas ou leucocistos), as quais contêm paredes celulares reforçadas com um intrincado arranjo de fibrilas (Vitt, 2000). Motivadas por esta condição estrutural, assim como pela presença de compostos lignoides, com acúmulo de lipídeos (Brown & Bates, 1990), estas plantas apresentam altas relações C/N (Rydin & MacDonald, 1985). Isto foi constatado no presente estudo, onde *S. recurvum* exibiu o valor de 37,5 (Tabela 8), similarmente àquele obtido na pesquisa já citada, no Morro dos Perdidos, onde o musgo *Sphagnum palustre* L. apresentou relação C/N de 36,7 a 40,2 (¹Sousa et al., dados não publicados). Em se averiguando ao mesmo tempo a menor relação C/N deste grupo e a menor decomposição, a informação de que espécies do gênero *Sphagnum* produzem ácido hialurônico, deve ser considerada, ainda que não haja consenso sobre o que produza maior interferência na baixa decomposição deste grupo. Este ácido é liberado pelas paredes celulares, alcançando o meio externo e impedindo a biodegradação das partes velhas pelos agentes biológicos (Hemond, 1980). Nesta linha de pensamento, pode-se supor que parte deste ácido remanesceu nos tecidos do material inserido nos sacos de decomposição. Isto, somado à acidez conferida pelos ácidos húmicos produzidos pela decomposição da biomassa viva (Hemond, 1980), a qual passou a envolver estes sacos no decorrer do experimento, são fatores que podem ter contribuído para a lenta decomposição.

As graminoides não apresentaram um padrão claro de decomposição. Esta constatação se deve talvez à variabilidade de composição química em função da variabilidade na composição florística dentro das fisionomias.

Percebe-se que as diferenciações das relações C/N entre os grupos funcionais não corresponderam a uma variação de decomposição com a mesma

⁹ Sousa et al. Decomposição da vegetação herbáceo-arbustiva na Serra do Mar, Tijucas do Sul, PR.

tendência. Por isso, se conclui que há outros fatores determinantes, intrínsecos à natureza bioquímica ou estrutural de seus tecidos, como detalhado em relação ao grupo de *S. recurvum*, ou ainda alguns de cunho metodológico, como particularmente presumido para o grupo das arbustivas. Neste último caso, o corte do material, realizado para a adequada acomodação nos sacos de decomposição, levou ao aumento da área superficial dos ramos, devendo isto ter facilitado a ação dos organismos decompositores. Ademais, os ramos foram colocados junto às folhas, as quais, mais delgadas, podem ter colaborado para os resultados de maior decomposição.

4.1.2 Comparação dos grupos funcionais entre fisionomias

As comparações de cada grupo funcional feitas entre as fisionomias, mostraram que a decomposição não foi influenciada pelas diferentes alturas do nível freático (maiores na fisionomia CA-I e menores na CG-D), as quais seriam supostamente condicionantes de diferentes graus de umidade provenientes do solo, ou da lâmina d'água (quando a altura do nível freático ultrapassa a superfície do solo), ou ainda da evapotranspiração das plantas. Tal condição refutou a segunda hipótese da pesquisa, onde se esperava a maior decomposição na área drenada (CG-D), em virtude da menor umidade e da conseqüente entrada de oxigênio no solo, resultantes do rebaixamento do nível freático. Respalhando esta constatação, verificou-se que a fisionomia CG-D apresentou simultaneamente os menores valores para as arbustivas e os maiores para as HBD, denotando ausência de padrão da decomposição em função da altura do nível freático.

Resultados de outra pesquisa, onde se fez o acompanhamento da umidade gravimétrica do solo na fisionomia CG-D (Rachwal, 2013), colocaram à disposição uma informação que pode ajudar a compreender a ausência de diferenças entre esta última e as demais. Medições realizadas na superfície do solo, a uma profundidade entre 0 a 10 cm, indicaram que o Organossolo armazenou em média, 4,2 kg de água por kg de solo. Isto demonstrou que mesmo com o forte rebaixamento do nível freático (- 59 cm de altura), houve a permanência de considerável grau de umidade próximo à superfície do solo, o que poderia ser suficiente para fazer contato com o material vegetal e continuar a promover o mesmo patamar de decomposição em relação às condições originais. Por outro lado, diante de um prazo mais longo,

poderia ser evidenciado um menor grau de decomposição. No período de avaliação de dois anos do experimento citado (Rachwal, 2013), entre setembro de 2010 a outubro de 2012, verificou-se a diminuição da umidade gravimétrica de 9,1 para 4,4 kg de água por kg de solo. Seguindo esta tendência, é muito provável a ocorrência de valores que começassem a tornar a decomposição restrita, podendo assim, surgir diferenças entre a área drenada e as demais fisionomias.

4.2 Nascente do rio da Dama

4.2.1 Comparação dos grupos funcionais dentro das fisionomias

Apesar da ausência de diferença estatística entre todos os grupos funcionais, percebe-se a tendência das herbáceo-subarbusivas em apresentar as menores decomposições (fisionomia CA-P), verificando-se as médias da biomassa remanescente e da taxa de decomposição (Tabelas 10 e 11). Isto seria reforçado pela menor razão C/N (34,3) (Tabela 13), e também pelos supostos baixos teores de lignina, como é próprio de plantas herbáceas (Grime et al., 1996). A não diferenciação deste grupo pode ter sido ainda influenciada pelos fortes picos de elevação do nível freático (Capítulo II), cobrindo por algumas vezes os sacos com água, podendo ter prejudicado a decomposição.

4.2.2 Comparação dos grupos funcionais entre fisionomias

A decomposição da vegetação da área da nascente do rio da Dama também se mostrou independente das diferenças de altura do nível freático. Isto pode ser explicado pelo fato de que todas as fisionomias apresentaram nível freático em grande parte do ano, acima da superfície do solo, diferentemente do que ocorreu para a área de Ponta Grossa. Desta forma, pode-se supor que os sacos de decomposição devem ter ficado submetidos a graus de umidade semelhantes, apesar da maior altura do nível freático na fisionomia CA-P.

4.3 Decomposição global nas duas áreas de estudo

O comportamento da decomposição manteve-se sob a forma de uma curva

suave e contínua de biomassa remanescente (Figuras 2 e 3) para as duas áreas, verificando-se conseqüentemente valores similares desta variável. Da mesma forma, averiguou-se que as taxas de decomposição (Tabelas 6 e 11), assim como os tempos para decompor a biomassa (Tabelas 7 e 12) foram próximos. Conclui-se que este quadro de homogeneidade de decomposição entre as duas áreas deva ser decorrente da semelhança de clima e do grau de hidromorfia do solo.

O curso da decomposição ao longo do tempo diferiu de vários outros trabalhos, cuja evolução da biomassa remanescente é caracterizada por curvas em forma de “j invertido”. Este comportamento é comum aos fenômenos biológicos de decomposição, sobretudo verificados em ambientes de clima mais quente e úmido, como elucidado por Olson (1963), e/ou em experimentos baseados em material de serapilheira (Scheer, 2008; Dickow, 2010; Sanullah et al., 2012). Assim, parece coerente que a realização do ensaio por tempo mais estendido poderia evidenciar esta trajetória de decomposição, como relatado em Latter et al. (1988), em estudo de longo prazo feito em banhados na Inglaterra (*peat bogs*).

As curvas mencionadas ilustram a reduzida decomposição como um todo na vegetação das duas nascentes. Porcentagens baixas de biomassa remanescente foram encontradas também em campos subtropicais na Austrália, com valores de 30% em dois anos (Cristhie, 1979), nas pradarias estado-unidenses, com 60% em um ano (Abouguendia & Whitman, 1979) ou em banhados na Inglaterra, com 30 a 76% em quatro anos (Latter et al., 1998) e 57 a 74% em um ano (Ward et al., 2010). Na Nigéria (Deshmukh, 1985), foram obtidos resultados de 50% de biomassa remanescente em dois anos em vegetação formada por espécies de Poaceae, porcentagem a qual foi explicada pelos elevados teores de sílica das espécies (86-89% de conteúdo de cinzas por peso).

As taxas de decomposição obtidas foram próximas às encontradas para zonas temperadas, com material de serapilheira composta por ervas e graminoides. O’Lear & Seastedt (1994) constataram em tundras alpinas valores entre 0,33 a 0,52, enquanto que Aertes & Chapin (2000), apoiados em um amplo levantamento, verificaram uma amplitude entre 0,18 a 0,40. Ainda no hemisfério Sul, em clima temperado e semi-árido da Patagônia argentina, espécies de Poaceae indicaram taxas entre 0,21 a 0,48 (Moretto & Distel, 2003).

Os tempos para decomposição de 50, 95 e 99% da biomassa, mostraram-se prolongados, o que fica evidente examinando dados de trabalhos com materiais

foliares de serapilheira de espécies florestais em clima tropical, como no caso da pesquisa de Dickow (2010), onde para 95% de decomposição, com sacos em malha de 4 mm, constatou-se um período de 0,97 ano para *Tibouchina pulchra*, espécie pioneira.

As relações C/N, na totalidade dos grupos funcionais, se mostraram como um importante indicativo das baixas decomposições, já que compuseram valores acima da faixa de 30/1 (Tabelas 8 e 13). É pertinente apontar ainda que certas condições metodológicas devem ter contribuído também para as baixas decomposições. Um delas relacionou-se ao estabelecimento do experimento no inverno, época de menor atividade biológica, como verificado em Scheer (2008), onde houve diferenças de biomassa remanescente entre o experimento instalado no início do outono (50%) e no início do verão (38%). Além disso, o menor tamanho dos sacos de decomposição (20 cm x 15 cm) em relação ao mais comumente utilizado, pode ser um fator adicional, sobretudo para as graminoides e para o grupo HA (*S. recurvum*). Este tamanho foi escolhido a fim de possibilitar acomodá-los na posição horizontal sobre a base da vegetação. No entanto, isso também incorreu na menor aeração no seu interior e na dificuldade de trânsito dos organismos decompositores.

A reduzida decomposição da biomassa de uma forma global para as duas áreas, era resultado previsto face às baixas temperaturas locais, próprias de regiões de planalto no Sul do Brasil, as quais restringem a biodegradação (Delitti, 1995). Estas baixas temperaturas, por consequência, também diminuem a mineralização da biomassa, viabilizando o acúmulo de matéria orgânica no solo (Swift et al., 1979; Mason, 1980; Haag et al., 1985). Este acúmulo pode ser ampliado nos Organossolos, cujos horizontes hísticos são produto direto de baixas taxas de decomposição em virtude do alto grau de hidromorfismo do solo (Anjos et al., 2008). De fato, as áreas de estudo são caracterizadas por espessos volumes hísticos, entre 60 a 100 cm em Ponta Grossa, chegando a mais de 180 cm em Palmas, além de compor teores muito elevados de carbono, em torno de 30% (¹⁰Rachwal, dados não publicados).

Desta forma, os resultados dos dois experimentos mostram o quanto regiões formadas por condições físicas como as existentes nas nascentes do rio da Dama e do rio Caracará, exemplos de áreas úmidas, são relevantes como reservatórios de

¹⁰ Rachwal. Levantamento pedológico em campos hidromórficos em regiões de planalto no Paraná.

carbono, e conseqüentemente o são também no âmbito das mudanças climáticas. A exemplo do hemisfério Norte, onde este tipo de ambiente é muito mais conhecido, a vegetação em decomposição de banhados com solos orgânicos (*peatlands* ou turfeiras) podem representar 30% do C armazenado nos solos (Gorham, 1991), sendo considerados sumidouros deste elemento (Roulet et al., 2007). Considera-se, portanto, urgente a efetiva implementação de ferramentas eficientes de estímulo à preservação de áreas úmidas (ambientes hidromórficos) e ao correto manejo do seu entorno (áreas não-hidromórficas), tendo em vista que os ecossistemas campestres são um dos mais ameaçados no Brasil (Overbeck et al., 2007).

5. CONCLUSÕES

5.1 Gerais

- As altas relações C/N, todas acima de 30/1, contribuíram para as baixas decomposições ocorridas de uma maneira geral;
- A decomposição dos grupos funcionais não apresentou uma relação linear com as razões C/N, o que aponta para a existência de fatores adicionais com efeito na distinção entre eles, como os relacionados à constituição bioquímica dos tecidos;
- Condições metodológicas também devem ter contribuído para as baixas decomposições, sendo elas o estabelecimento do experimento no inverno (final de agosto), época de menor atividade biológica, e o acondicionamento de forma adensada do material de parte dos grupos funcionais (graminoides e herbácea avascular - *Sphagnum recurvum*).

5.2 Nascente do rio Caracará

- Nas fisionomias CG-PI (campo graminoso em Organossolo parcialmente inundado) e CG-D (campo graminoso em Organossolo drenado), houve distinção de decomposição entre os diferentes grupos funcionais, onde as maiores decomposições ocorreram para o grupo funcional das arbustivas e as menores para as herbáceas de baixa decomposição (HBD - *Blechnum* spp.), respectivamente;
- Na fisionomia CA-I (campo arbustivo em Organossolo inundado), houve diferença de decomposição apenas para o grupo funcional herbácea avascular (*S. recurvum*) e para as HBD, com a primeira e segunda menores decomposições, respectivamente;
- O resultado da maior decomposição para o grupo das espécies arbustivas foi provavelmente decorrente de fatores metodológicos do experimento, ou seja, em função do corte do material feito na colocação nos sacos de decomposição;

- Não houve diferenças de decomposição de cada grupo funcional entre as fisionomias, nem mesmo na fisionomia CG-D, a qual apesar de ter sido submetida à drenagem, se manteve com alta umidade gravimétrica na superfície do solo.

5.3 Nascente do rio da Dama

- A ausência de diferenças entre as fisionomias e entre os grupos funcionais dentro de cada fisionomia, foi possivelmente consequência da manutenção do nível freático acima da superfície do solo em grande parte do ano em todas elas.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A disposição adotada dos sacos de decomposição em relação à superfície do solo foi coerente por respeitar as condições naturais do material biológico senescente e/ou recém-morto. As formações campestres têm seus solos quase sempre cobertos integralmente pela parte aérea de espécies de gramínoídes, como é o caso da área de estudo de Palmas e de grande parte daquela de Ponta Grossa. Nesta condição, grande parte da biomassa morta cai sobre a biomassa viva, e não diretamente sobre o solo. Além disso, como é típico das gramínoídes, a biomassa pode permanecer morta em pé por mais de um ano, condição decorrente de baixas taxas de decomposição. Pela densa cobertura vegetal do solo, foi necessário confeccionar sacos de decomposição mais reduzidos que o usual (20 cm x 15 cm), de maneira a ficar adequadamente acomodados na posição horizontal. Contudo, este tamanho pode implicar certa compactação do material biológico, como previamente discutido.

Aberturas da malha dos sacos de decomposição menores que 2 mm são pouco recomendáveis, tendo em vista a limitação ocasionada à circulação de alguns grupos de organismos decompositores, sobretudo aqueles da macrofauna (miriápodes, aracnídeos e insetos de diversas ordens, entre outros). No entanto, verificou-se que para a vegetação campestre, esta malha ainda é considerada grande quando se trata da retenção do material vegetal dentro dos sacos, sobretudo para as gramínoídes e para espécies de *Sphagnum*. O cuidado de envolvê-los com sacos plásticos, ao colocar o material vegetal dentro deles até o momento de distribuí-los em campo, passa a ser extremamente necessário. No entanto, esta tarefa exige trabalho e tempo adicionais, despendidos em anotar a numeração de cada um deles e ao secar e pesar o material caído a fim de descontá-lo do peso fixo estipulado. Neste sentido, orienta-se reduzir um pouco mais a malha, a fim de diminuir este problema metodológico, mas que ao mesmo tempo não dificulte de forma acentuada o trânsito de agentes decompositores de maior tamanho. Finalmente, outra recomendação a ser feita, é procurar realizar a secagem da biomassa/serapilheira ao ar livre, pois a secagem artificial pode retardar a decomposição e mascarar os resultados.

REFERÊNCIAS

- ABOUGUENDIA, Z.M. & WHITMAN, W.C. 1979. Disappearance of dead plant material in a mixed grass prairie. Berlin, *Oecologia* 42:23-29.
- ADAIR, C.E., REICH, P.B., HOBBIE, S.E. & KNOPS, J.M.H. 2009. Interactive effects of time, CO₂, N, and diversity on total belowground carbon allocation and ecosystem carbon storage in a grassland community. *Ecosystems* 12:1037-1052.
- AERTS, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry, and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos* 79:439–449
- ANDERSON, J.M. & SWIFT, J.M. 1983. Decomposition in tropical forests. In *Tropical rain Forest: ecology and management* (S.L. Sutton, T.C. Whitemore & A.C. Chadwick, eds.). British Ecological Society, v. 2. Blackweel Scientific Publications, Oxford, p.287-309.
- ANDRADE, B.O. 2010. A vegetação das nascentes do rio Tibagi e sua relação com o regime hídrico dos solos. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- ANJOS, H. C. L.; PEREIRA, M. G; FONTANA. 2008. A. Matéria orgânica e pedogênese. In *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais* (G. de A. Santos, L. S. da Silva, Luciano P. Canellas & F. A. O. Camargo, eds). 2ª Ed., Metrópole, Porto Alegre, p. 45-63.
- BROWN, D.H. & BATES, J.W. 1990. Bryophytes and nutrient cycling. *Botanical Journal of the Linnean Society* 104:129-147.
- CHRISTIE, E.K. 1979. Ecosystem processes in semiarid grasslands. Litter production, decomposition and nutrient dynamics. *Australian Journal of Agricultural Research* 30:2-42.
- CORNELISSEN, J. H. C & THOMPSON, K. 1997. Functional leaf attributes predict litter decomposition rate in herbaceous plants. *New Phytologist* 135:109–114.
- DAVIS, R. C. 1980. Peat respiration and decomposition in Antarctic terrestrial moss communities. *Biological Journal of the Linnean Society* 14: 39-49.
- DELLITI, W.B.C. 1995. Estudos de ciclagem de nutrientes: instrumentos para a análise funcional de ecossistemas terrestres. *Oecologia Brasiliensis* 1:469-486.
- DESHMUKH, I. 1985. Decomposition of grasses in Nairobi National Park, Kenya. Berlin, *Oecologia*. 67:147-149.
- DICKOW, K.M.C. 2010. Ciclagem de fitomassa e nutrientes em sucessão secundária na floresta atlântica, Antonina, PR. Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- DIMITRAKOPOULOS, P. G. 2010. Influence of evenness on liite-species richness-decomposition relationship in Mediterranean grasslands. *Journal of Plant Ecology* 3

(2): 71-78.

FIDELIS, A., LYRA, M.F.S. & PIVELLO, V.R. 2012. Above- and belowground biomass and carbon dynamics in Brazilian Cerrado wet grasslands. *Journal of Vegetation Science* DOI: 10.1111/j.1654-1103.2012.01465.x.

FOURNIER, M.E.H. & FOURNIER, L.A. 1977. Producción, descomposición e invertebrados del mantillo en varias etapas de la sucesión en Ciudad Colón, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 25(2):275-288.

GARCIA, M.J. 1996. Potencialidade e aplicação de turfas. *Revista UnG* 1(1):13-20.

GORHMAN, E. 1991. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecology Applied* 13:397-411.

GRIME, J.P., CORNELISSEN, J.H.C., THOMPSON, K. & HODGSON, J.G. 1996. Evidence of causal connection between anti-herbivore defence and decomposition rate of leaves. *Oikos*. 77:489-494.

GUPTA, S. R. & SINGH, J. S. 1981. The effect of plant species, weather variables and chemical composition of plant material on decomposition in a tropical grassland *Plant and Soil* 59(1):99-117.

HEMOND, H.F. 1980. Biogeochemistry of Thoreau's bog, Concord, Massachusetts. *Ecological Monographs* 50:507-526.

HENROT, J & BRUSSARD, L. 1997. Determinants of *Flemingia congesta* and *Dactyladenia barteri* mulch decomposition in alley-cropping systems in the humid tropics. *Plant and Soil* 191: 101-107.

HERINGER, I. & JACQUES, A.V.A. 2002. Acumulação de forragem e material morto em pastagem nativa sob distintas alternativas de manejo em relação às queimadas. *Revista Brasileira de Zootecnia* 31(2):599-604.

HOWARD, D.M. & HOWARD, P.J.A. 1993. Relationship between CO₂ evolution, moisture content and temperature for a range of soil types. *Soil Biology & Biochemistry* 25:1537-1546.

HUPFFER, H. M., WEYERMÜLLER, WACLAWOVSKY, W. G. 2011. Uma análise sistêmica do princípio do protetor-recebedor na institucionalização de programas de compensação por serviços ambientais.

JENNY, H., GESSEL, S.P. & BINGHAM, T. 1949. Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions. *Soil Science* 68:419-432.

KNOPS, J. M. H., WEDIN, D., TILMAN, D. 2001. Biodiversity and decomposition in experimental grassland ecosystems. *Oecologia* 126: 429-433. DOI 10.1007/s004420000537.

LATTER, P.M., HOWSON, G., HOWARD, D.M. & SCOTT, W.A. 1998. Long-term study of litter decomposition on a Pennine peat bog: wich regression? *Oecologia* 113:94-103.

LAVELLE, P., BLANCHART, E., MARTIN, A., MARTIN, S., SPAIN, A., TOUTAN, F., BAROIS, I. & SCHAEFER, R. 1993. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics. *Biotropica* 25:130-150.

LOBO, P.C. & JOLY, C.A. 1998. Tolerance to hypoxia and anoxia in neotropical species. In *Ecophysiological strategies of xerophytic and amphibious plants. In the neotropics* (F. R. Scarano & A. C. Franco, eds). Series *Oecologia Brasiliensis*, IV. PPGE-UFPRJ, Rio de Janeiro, p. 137-156.

MASON, C.F. 1980. *Decomposição – temas de biologia*. EPU: Universidade Estadual de São Paulo, São Paulo, v. 18.

MEENTEMEYER, V.; BOX, E.O.; THOMPSON, R. 1982. World patterns and amounts of terrestrial plant litter production. *BioScience* 32(2):125-128.

MORETTO, A. S & DISTEL, R. A. 2003. Decomposition of and nutriente dynamics in leaf litter and roots of *Poa ligularis* and *Stipa gynerioides*. *Journal fo Arid Environments* 55:503-514.

O'Lear, H. A & Seastedt, T. R. 1994. Landscape patterns of litter decomposition in alpine tundra. *Oecologia* 99:95-101.

OLSON, J.S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44(2): 322-331.

ORCHARD, V.A., COOK, F.J. 1983. Relationship between soil respiration and soil moisture. *Soil Biology & Biochemistry* 14:447-453.

OVERBACK, G. E.; MÜLLER, S. C.; FIDELIS, A.; PFADENHAUER, J.; PILLAR, V. D.; BLANCO, C. C.; BOLDRINI, I.; BOTH, R.; FORNECK, E. D. 2007. Brazil's neglected biome: the South Brazilian *Campos*. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, Jena 9: 101-116.

PRITTCHEW, W.L. 1979. *Properties and management of forest soils*. John Wiley, New York, 500p.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2012. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/> (último acesso em 01/03/2012).

RACHWAL, M.F.G. 2013. Fluxos de gases de efeito estufa em organossolo natural e drenado, Paraná, Brasil. Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

ROULET, N. T., LAFLEURS, P. M., RICHARD, P. J. H, MOORE, T. R, HUMPHREYS E.R., BUBIER, J. 2007. Contemporary carbon balance and late Holocene carbon

accumulation in a northern peatland. *Global Change Biology* 1:182–195

RYDIN, H. & McDONALD, A.J.S. 1985. Tolerance of *Sphagnum* to water level. *Bryology* 5:571-578.

SANAULLAH, M; RUMPEL, C; CHARRIER, X. 2012. How does drought influence the decomposition of plant litter with contrasting quality in a grassland ecosystem? *Plant soil* 352:277-288.

SCHEER, M.B. 2008. Decomposição e liberação de nutrientes da serrapilheira foliar em um trecho de Floresta Ombrófila Densa Aluvial em regeneração, Guaraqueçaba, (PR). *Floresta* 38 (2): 253-266.

SCHERER-LORENZEN, M. 2008. Functional diversity affects decomposition processes in experimental grasslands. *Functional Ecology* 22:547-555. doi: 10.1111/j.1365-2435.2008.01389.x

SCHLESINGER, W. H. 1977. Carbon balance in terrestrial detritus. *Annual Review of Ecology and Systematics* 8: 51-81.

SILVA, L.V.B. 2009. Estudos ecológicos sobre a decomposição da serrapilheira em vegetação de cerrado. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia.

SIQUEIRA, J.O. & FRANCO, A.A. 1988. Biotecnologia do solo: fundamentos e perspectivas. ESALQ/FAEP, Lavras, 235p.

SKOPP, J., JAWSON, M.D. & DORAN, J.W. 1990. Steady state aerobic microbial activity as a function of soil water content. *Soil Science Society of American Journal* 54:1619-1625.

SOUSA, L.P, RACHWAL, M. F. G., MARQUES, R., CURCIO, G. R (no prelo). Above and belowground biomass of wet subtropical grassland in a river spring: relationship with geo-pedological factors, Ponta Grossa, Paraná State. *Biota Neotropica*.

STEVENSON, F. J. *Humus chemistry: Genesis, composition and reactions.* , 1994. 2. ed. New York, John Wiley e Sons. 443 p.

SWIFT, B.R., HEAL, O.W. & ANDERSON, J. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems.* Blackell Scientific Publications, Oxford, 372p.

SWIFT, M.J. & ANDERSON, J.M. 1989. Decomposition. In *Tropical Rain Forest Ecosystems: structure and function.* (H. Lieth, & M.J.A. Werger, eds.). Biogeographical and ecological studies 14 B. Elsevier, Amsterdam, p. 547-569.

SWIFT, M.J., RUSSEL-SMITH, A. & PERFECT, T.J. 1981. Decomposition and mineral nutrient dynamics of plant litter in a regenerating bush-fallow in sub-humid tropical Nigeria. *Journal of Ecology* 69:981-985.

TAYLOR, B.R., PARKINSON, D. & PARSONS, W.F.J. 1989. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology* 70(2):97-104.

VALLADARES, G. S. 2003. Caracterização de Organossolos, auxílio à sua classificação. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ.

VARJABEDIAN, R. & PAGANO, S. N. 1988. Produção e decomposição de folhedo em um trecho de mata atlântica de encosta no município de Guarujá, SP. *Acta Botanica Brasilica* 1(2): 243-256.

VITT, D.H. 2002. Peatlands: ecosystems dominated by bryophytes. In *Bryophyte biology* (J. Shaw, & M. Goffinet, eds.). Cambridge University Press, Cambridge, p.312-343.

VIVANCO, L & AUSTIN, A. T. 2006. Intrinsic effects of species on leaf litter and root decomposition: a comparison of temperate grasses from North and South America. *Oecologia* 150: 97–107.

VOSSBRINCK, C.R., COLEMAN, D.C. & WOOLLEY, T.A. 1978. Abiotic and biotic factors in litter decomposition in a semiarid grassland. *Ecology* 59:265-271.

WALLWORK, J.A. 1970. *Ecology of soil animals*. McGrawhill, New York, 283p.

WARDLE, D.A., NILSSON, M.C., ZACKRISSON, O. & GALLET, C. 2003. Determinants of litter mixing effects in a Swedish boreal forest. *Soil Biology & Biochemistry* 35:827-835.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS GERAIS

A avaliação da vegetação segundo a divisão da biomassa aérea em grupos funcionais é útil, pois não se restringe somente a valores globais. Esta abordagem de divisão da biomassa é favorável, por exemplo, em ações de restauração, onde a recomposição da vegetação deve ser baseada não unicamente em espécies, mas também na estrutura da vegetação.

Os estudos de florística nas duas áreas de estudo, assim como os de quantificação e decomposição da biomassa conjugados ao meio abiótico (clima, fatores pedológicos, hidrológicos e geomorfológicos), se mostram pertinentes. Tornam-se complementares entre si, contribuindo para a caracterização e compreensão de seus ecossistemas de forma sistêmica e mais aprofundada. No entanto, devem ser implementadas mais pesquisas em ambientes compostos de áreas úmidas no Sul do Brasil, ainda que menos detalhadas, como forma de validar as informações aqui obtidas.

Os conhecimentos adquiridos devem servir de apoio para a implementação ou para a real efetivação de instrumentos para a conservação e uso sustentável destes ambientes. Dentre elas, o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), o qual, por basear-se no *princípio protetor-recebedor*, é extremamente válido por compor um meio não punitivo, mas sim motivador à adoção de práticas ambientalmente sustentáveis. É portanto uma ferramenta preventiva, já que os instrumentos jurídicos clássicos não têm se mostrado realmente eficientes na proteção ambiental (Hupffer et al., 2011), fato verificado pelo progressivo aumento da degradação ambiental e dos custos econômicos decorrentes. No Paraná, a Lei nº 17.134 de 25 de abril de 2012, que institui o PSA no estado, trata como prioritários para a aplicação de recursos financeiros, as áreas úmidas (com solos hidromórficos) e os campos co-existentes com a Floresta Ombrófila Mista.

REFERÊNCIAS

ALVAREZ-COBELAS, M.; CIRUJANO, S. Multilevel responses of emergent vegetation to environmental factors in a semiarid floodplain. **Aquatic Botany**, Amsterdam, v. 87, p. 49-60, 2007.

ANJOS, H. C. L.; PEREIRA, M. G.; FONTANA, A. Matéria orgânica e pedogênese. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 65-86.

ARAÚJO, G. M.; BARBOSA, A. A. A.; ARANTES, A. A.; AMARAL, A. F. Composição florística de veredas no município de Uberlândia, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 4, p. 475-493, 2002.

BEHLING, H.; LICHTÉ. Evidence of cold and dry climatic conditions at glacial times in tropical southeastern Brazil. **Quaternary Research**, San Diego, v. 48, p. 348-358, 1997.

BEHLING, H.; PILLAR, V. D.; MÜLLER, S. C.; OVERBECK; G. E. Late-Holocene fire history in a forest-grassland mosaic in southern Brazil: implications for conservation. **Applied Vegetation Science**, Lanna, v. 10, p. 81-90, 2007.

BEHLING, H.; JESKE-PIERUSCHKA, V.; PATTA-PILAR, V. Dinâmica dos campos no Sul do Brasil durante o Quaternário Tardio. In: PILLAR, V. P. *et al.* (Ed.). **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: MMA, 2009. p. 13-25.

BOLDRINI, I. I. Campos sulinos: caracterização e biodiversidade. In: ARAÚJO, E. L.; NOURA, A. D. N.; SAMPAIO, E. V. S. B.; GESTINARI, L. M. S.; CARNEIRO, J. M. T. (Ed.). **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. Recife: Sociedade Botânica do Brasil: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2002. p. 95-97.

BOLDRINI, I. I. A flora dos campos do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, V. P. *et al.* (Ed.). **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: MMA, 2009. p. 63-77.

BOLDRINI, I. I. *et al.* Flora In: _____. **Biodiversidade dos campos do planalto das Araucárias**. Brasília: MMA, 2009. p. 39-94.

BOLDRINI, I. I. *et al.* **Bioma Pampa: diversidade florística e fisionômica**. Porto

Alegre: Palotti, 2010.

BRASIL. Decreto de 3 de abril de 2006. **Cria o Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas, no Estado do Paraná, e dá outras providências.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Dnn/Dnn10807.htm>. Acesso em: 30/03/2013.

BRASIL. Resolução do CONAMA nº 423, de 12 de abril de 2010. **Dispõe sobre parâmetros básicos para identificação e análise da vegetação primária e dos estágios sucessionais da vegetação secundária nos Campos de Altitude associados ou abrangidos pela Mata Atlântica.** Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=628>>. Acesso em: 30/03/2013.

BRASIL. Lei Federal nº 12.727, de 17 de outubro de 2012. **Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, e revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/civil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm#art4iv>. Acesso em: 20/03/2013.

CAVIGLIONE, J. H.; KIIHL, L. R. B.; CARAMORI, P. H.; OLIVEIRA, D. **Cartas climáticas do Paraná.** Londrina: Instituto Agrônômico do Paraná, 2000. 1 CD-ROM.

CURCIO, G. R. **Relações entre geologia, geomorfologia, pedologia e fitossociologia nas planícies fluviais do rio Iguaçu, Paraná, Brasil.** Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

EWEL, K. C. 1990. Multiple demands on wetlands. **BioScience**, Washington, DC, v. 40, n. 9, p. 660-666.

GRIMM, A. M. Clima da Região Sul do Brasil. In: CAVALCANTI, I. F. A.; FERREIRA, N. J.; SILVA, J. M. G.; SILVA, M. A. D. **Tempo e Clima no Brasil.** São Paulo: Oficina de Textos, 2009. p. 259-275.

HUPFFER, H. M., WEYERMÜLLER, WACLAWOVSKY, W. G. Uma análise sistêmica do princípio do protetor-recebedor na institucionalização de programas de compensação por serviços ambientais. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. 14, n. 1, p. 95-114, 2011.

ILNICKI, P; ZEITZ, J. Irreversible loss of organic soil functions after reclamation. In: PARENT, L. E.; ILNICKI, P. (Ed.). **Organic soils and peat material for sustainable**

agriculture. Boca Raton: CRC Press, 2003. p. 15-32.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMbio). **Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas**. 2012. Disponível em: <<http://rvscamposdepalmas.blogspot.com.br>>. Acesso em: 18/03/2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Manual Técnico da vegetação brasileira, nº 1. In: _____. **Manuais técnicos em geociência**. 2. ed. Rio de Janeiro: Ministério de Planejamento, Orçamento e Gestão, 2012.

KAMPF, N.; CURI, N. Argilominerais em solos brasileiros. In: TÓPICOS em Ciência do Solo. Viçosa: SBCS, 2000. v. 3, p. 1- 54.

KLEIN, R. M. Southern Brazilian phytogeographic features and the probable influence of upper Quaternary climatic changes in the floristic distribution. **Boletim Paranaense de Geociências**, Curitiba, n. 33, p. 67-88, 1975.

_____. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. **Sellowia**, Itajaí, n. 36, p. 5-54, 1984.

KLØVE, B. *et. al.* Groundwater dependent ecosystems. Part I: hidroecological status and trends. **Environmental Science & Policy**, Exeter, v. 14, p. 770-781, 2011.

KOZERA, C.; KUNIYOSHI, Y. S.; GALVÃO, F.; CURCIO, G. R. Espécies vasculares de uma área de campos naturais do sul do Brasil em diferentes unidades pedológicas e regimes hídricos. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto alegre, v. 10, n. 3, p. 267-274, 2012.

LEITE, F. P. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do Sul do Brasil. **Ciência e Ambiente**, Santa Maria, v. 24, p. 50-70. 2002.

MAACK, R. **Geografia Física do Estado do Paraná**. 2. ed. Curitiba: Ed. Olympio, 1981.

MINERAIS DO PARANÁ (MINEROPAR). **Atlas geológico do estado do Paraná**. Curitiba: Fundação Araucária, 2001.

MELO, M. S.; MORO, R. S.; BURIGO, G. G. **Os Campos Gerais do Paraná**. In: MELO, M. S.; MORO, R. S.; BURIGO, G. G. (ed.). Patrimônio natural dos Campos Gerais do Paraná.

Ponta Grossa, Editora UEPG. 2007. p. 17-22.

NETO, P. H. W.; ROCHA, C. H. Caracterização da produção agropecuária e implicações ambientais nos Campos Gerais. In: MELO, M. S.; MORO, R. S.; BURIGO, G. G. (Ed.). **Patrimônio natural dos Campos Gerais do Paraná**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2007. p. 181-190.

OVERBACK, G. E.; MÜLLER, S. C.; FIDELIS, A.; PFADENHAUER, J.; PILLAR, V. D.; BLANCO, C. C.; BOLDRINI, I.; BOTH, R.; FORNECK, E. D. Brazil's neglected biome: the South Brazilian *Campos*. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 9, p. 101-116. 2007.

PESSENDA, L. C. R. *et al.* The evolution of a tropical rainforest/grassland mosaic in southeastern Brazil since 28,000 14C yr BP based on carbon isotopes and pollen records. **Quaternary Research**, San Diego, v. 71, p. 437-452, 2009.

RACHWAL, M. F. G. **Fluxos de gases de efeito estufa em organossolo natural e drenado, Paraná, Brasil**. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

RAMSAR. **The RAMSAR Convention on Wetlands**. Disponível em: <http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-home/main/ramsar/1_4000_0_>. Acesso em: 22/10/ 2012.

RITTER, L. M. O.; RIBEIRO, M. C.; MORO, R. S. Composição florística e fitofisionomia de remanescentes disjuntos de Cerrado nos Campos Gerais, PR, Brasil - limite austral do bioma. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 10, p. 379-414, 2010.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; OLIVEIRA, J. B.; COELHO, M. R.; LUMBRERAS, J. F.; CUNHA, T. J. F. (Ed.). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.

SCHEER, M. B.; CURCIO, G. R.; RODERJAN, C. V. Carbon and water in upper montane soils and their influences on vegetation in Southern Brazil. **ISRN Soil Science**, v. 2013, jan. 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1155/2013/348905>>. Acesso em: 22/01/2013.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry**: Genesis, composition and reactions. 2. ed. New York: John Wiley e Sons, 1994.

WREGGE, M. S. *et al.* **Atlas Climático da Região Sul do Brasil**: Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2011. v. 1.

ZILLER, S. R; GALVÃO, F. A degradação da Estepe Gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliottii* e *P. taeda*. **Floresta**, Curitiba, v. 32, p. 41-47, 2002.