

8.2.4 ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS

8.2.4.1 Área de Influência Indireta – All

O conhecimento da diversidade e taxonomia de peixes de água doce neotropicais é ainda incipiente (Menezes, 1996; Rosa et al., 2003), trabalhos ictiofaunísticos para as bacias interiores do Nordeste brasileiro, que perfazem a maior parte dos ambientes aquáticos do bioma caatinga, são ainda escassos e localizados (Rosa et al., 2003).

Entretanto existem trabalhos fora das áreas diretamente afetada (ADA), de influência direta (AID) e de influência indireta (All), como o de Rosa e Groth (2004), realizado nos brejos de altitude em Pernambuco e na Paraíba. O mesmo foi baseado em pesquisas da literatura taxonômica primária, em coleções sistemáticas regionais, em fontes não publicadas e em coletas realizadas nos dois estados, no âmbito do subprojeto Recuperação e Manejo dos Ecossistemas Naturais de Brejos de Altitude de Pernambuco e Paraíba, como parte do Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO). Rosa et al. (2003) estudaram a diversidade e a conservação dos peixes no nordeste brasileiro, baseado em pesquisas e coleções ictiológicas, além de 62 trabalhos publicados sobre estudos com peixes nesta região.

A partir desses dois trabalhos foi possível montar uma lista com as prováveis espécies da região do presente estudo, visto que, a Bacia do Rio Una pertence à região Neotropical do Nordeste, como as regiões avaliadas pelos trabalhos citados acima.

Lista de espécies através de dados secundários – Literatura

Ordem CHARACIFORMES

Família Parodontidae

Apareiodon davisii Fowler, 1941

Família Hemodontidae

Hemiodus parraguae Eigenmann & Henn, 1916

Família Curimatidae

Curimatella lepidura (Eigenmann & Eigenmann, 1889)

Psectrogaster rhomboides Eigenmann & Eigenmann, 1889

Psectrogaster saguru (Fowler, 1941)

Steindachnerina notonota (Ribeiro, 1937)

Família Prochilodontidae

Prochilodus brevis Steindachner, 1874

Família Anostomidae

Leporinus malanopleura Gunther, 1864

Leporinus obtusidens (Valenciennes, 1874)

Schizodon fasciatus Spix & Agassiz, 1829

Família Erythrinidae

Hoplerythrinus unitaeniatus (Spix & Agassiz, 1829)

Hoplias malabaricus (Bloch, 1794)

Família Characidae

Astyanax bimaculatus (Linnaeus, 1758)

Astyanax fasciatus (Cuvier, 1819)

Compsura heterura Eigenmann, 1915

Hemigrammus brevis Ellis, 1911

Hemigrammus marginatus Ellis, 1911

Hyphessobrycon piabinhas Fowler, 1941

Metynnis roosevelti Eigenmann, 1915

Moenkausia costae (Steindachner, 1907)

Moenkausia lepidura (Kner, 1859)

Phenacogaster calveri (Fowler, 1941)

Pristobrycon striolatus Steindachner, 1908

Pygocentrus nattereri (Kner, 1858)

Pygocentrus piraya (Cuvier, 1819)

Roeboides microlepis (Reinhardt, 1851)

Salminus hilarii (Valenciennes, 1850)

Serrapinnus heterodon (Eigenmann, 1915)

Serrapinnus piaba (Lutken, 1874)

Serrapinnus sp. (*Cheirodon insignis*, Starkes, 1913)

Serrasalmus brandtii Lutken, 1875

Serrasalmus rhombeus (Linnaeus, 1766)

Spsellogrammus kennedyi Eigenmann & Kennedy, 1903

Tetragonopterus argenteus Cuvier, 1816

Triportheus signatus (Garman, 1890)

Família Crenuchidae

Characidium bimaculatus Fowler, 1941

Ordem SILURIFORMES

Família Auchenipteridae

Parauchenipterus galeatus (Linnaeus, 1766)

Parauchenipterus striatulus (Steindachner, 1877)

Trachelyopterus striatulus (Steindachner, 1877)

Família Pimelodidae

Pimelodella dorseyi (Fowler, 1941)

Pimelodella enochi Fowler, 1941

Pimelodella gracilis (Valenciennes, 1847)

Pimelodella witmeri Fowler, 1941

Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)

Rhamdia wolfi (Fowler, 1941)

Rhamedella papariae Fowler, 1941

Família Callichthyidae

Aspidoras carvalhoi Nijissen & Isbrucker, 1976

Aspidoras depinnai Britto, 2000

Aspidoras menezesi Nijissen & Isbrucker, 1976

Aspidoras rochai Ilhering, 1907

Aspidoras spilotus Nijissen & Isbrucker, 1976

Callichthys callichthys Meuschen, 1778

Megalechis personata (Ranzani, 1841)

Megalechis thoracata (Valenciennes, 1840)

Família Loricariidae

Hypostomus carvalhoi (Ribeiro, 1937)

Hypostomus gamesi (Fowler, 1942)

Hypostomus jaguribensis (Fowler, 1915)

Hypostomus mudiventris (Fowler, 1941)

Hypostomus papariae (Fowler, 1941)

Hypostomus pusarum (Starks, 1913)

Lasiancistrus genisetiger (Fowler, 1941)

Lasiancistrus papariae (Fowler, 1941)

Loricariichthys derbyi Fowler, 1915

Parotocinclus cearensis Garavello, 1976

Parotocinclus cesarpinto Garavello, 1976

Parotocinclus sp.

Parotocinclus spilosoma (Fowler, 1941)

Parotocinclus spilurus (Fowler, 1941)

Ordem GYMNOTIFORMES

Família Sternopygidae

Eigenmannia virescens (Valenciennes, 1842)

Família Gymnotidae

Gymnotus carapo (Linnaeus, 1758)

Ordem CYPRINODONTIFORMES

Família Rivulidae

Cynolebias microphthalmus Costa & Brasil, 1995

Simpsonichthys antenori (Tulipano, 1973)

Família Poeciliidae

Poecilia reticulata Peters, 1860

Poecilia vivipara Bloch & Schneider, 1801

Ordem SYNBRACHIFORMES

Família Synbranchidae

Synbranchus marmoratus Bloch, 1795

Ordem PERCIFORMES

Família Cichlidae

Astronotus ocellatus (Agasiz, 1831)

Cichla monoculus Spix & Agassiz, 1831

Cichla ocellaris Bloch & Schneider, 1801

Cichlasoma orientale Kullander, 1983

Crenicichla menezesi Ploeg, 1991

Geophagus brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1824)

Oreochromis cf. niloticus (Linnaeus, 1758)

Tilapia sp.

Família Gobiidae

Awaous tajasica (Lichteinstein, 1822)

No tocante as mastofauna e herpetofauna aquáticas, não foram encontrados registros para a região avaliada, além daqueles já mencionados não avaliação da fauna terrestre.

8.2.4.2 Área de Influência Direta – AID

8.2.4.2.1 ÁREA DE ESTUDO

Foram selecionados seis pontos de coleta no leito do rio Pirangi na área de influência direta. Estes pontos estão equidistantes entre si e foram selecionados com objetivo de contemplar o maior número de microhabitats possíveis (Figura 8.1).

Figura 8.1: Mapa da área do empreendimento com destaque para os pontos onde foram realizadas as coletas para avaliação do ecossistema aquático



8.2.4.2.2 FAUNA AQUÁTICA

8.2.4.2.2.1 Fitoplâncton e Zooplâncton

O plâncton constitui um grupo de organismos de diferentes táxons que se assemelham pelo seu habitat planctônico (ESTEVES, 2011). Compreendendo organismos de tamanho que variam de aproximadamente 20 mm até mais de 2,5 cm; possuem capacidade de natação limitada, sendo incapazes de vencer correntes de água que é o grande responsável por determinar seu deslocamento (TUNDISI, 1997). Esta característica passiva dos deslocamentos é essencial à vida planctônica (LEVINTON, 1995; GROSS e GROSS, 1996).

Estão divididos em holoplâncton, ou seja, organismos em que seu ciclo de vida é todo na coluna d'água e meroplâncton que passam apenas uma parte da vida habitando a coluna d'água (ESTEVES, 2011).

O plâncton desenvolve um papel fundamental na ciclagem dos nutrientes e no fluxo energético além de ser determinante para estudos de compreensão da malha trófica em ambientes aquáticos (ESTEVES, 2011).

Os rios região semiárida apresentam diversos habitat com elementos bióticos

e abióticos que se alteram em função do período do ano, precipitação, níveis de hierarquização dos rios, barramentos ao longo do corpo hídrico, dentre outros (MEDEIROS et al., 2008). Estes ecossistemas estão sujeitos à evaporação constante, altas temperaturas e irregularidade de precipitação, fatores estes que causam impacto sobre a fauna (ABÍLIO, 2005) e têm um papel decisivo na dinâmica da comunidade (COELHO-BOTELHO, 2003).

Sabe-se que diversos fatores são controladores da abundância e riqueza planctônica, como estratégias e disponibilidade alimentar, predação, competição, aporte de nutrientes, estrutura térmica e circulação (COELHO-BOTELHO, 2003). Além das alterações na composição e densidade planctônicas, a elevação da biomassa tem sido frequentemente associada ao aumento do estado trófico, não só em águas brasileiras como também de outros países, sugerindo que o um maior grau de eutrofização, dentro de limites toleráveis, pode levar a uma maior oferta em termos de recursos alimentares, levando a maiores quantidades de biomassa planctônica.

Com base em literatura especializada, é possível estimar a composição faunística da comunidade zooplanctônica na AID (Bacia do Rio Una). (cf. KOSTE, 1978; PENNAK, 1989; NOGRADY et al, 1993; EL MOOR-LOUREIRO, 1997; DUMONT E NEGREA, 2002), a lista de espécies é a que segue:

FILO PROTOZOA

Classe Rhizopoda

Ordem Testacea

Família Arcellidae

Arcella discoides Ehrenberg, 1843.

Família Centropyxidae

Centropyxis aculeata (Ehrenberg, 1838)

FILO ROTIFERA

Classe Eurotatoria

Ordem Ploimida

Família Asplanchinidae

Asplancha sp.

Família Brachionidae

Brachionus caudatus Barrois & Daday, 1894

Brachionus leydigii Cohn, 1862.

Brachionus patulus (O.F.Müller, 1786)

Brachionus plicatilis (O.F.Müller, 1786)

Brachionus sp.

Keratella quadrata (Müller, 1786)

Platyias quadricornis (Ehrenberg, 1832)

Família Lecanidae

Lecane leontina (Turner, 1892)

Família Synchaetidae

Polyarthra sp.

Ordem Gnesiotrocha

Família Testudinellidae

Testudinella patina (Hermann, 1783)

Testudinella sp.

FILO ARTHROPODA

Classe Branchiopoda

Ordem Anomopoda

Família Bosminidae (Sars, 1865)

Bosmina sp.

Família Daphniidae (Straus, 1820)

Daphnia sp.

Família Chydoridae (Stebbing, 1902)

Família Moinidae (Goulden, 1968)

Moina sp.

Classe Maxillopoda

Subclasse Copepoda

Ordem Cyclopoida

Família Cyclopidae

Thermocyclops sp.

Ordem Calanoida

Classe Ostracoda

Classe Insecta

Ordem Diptera

Família Culicidae

Família Chironomidae

Igualmente, foi possível elaborar uma lista de espécies fitoplanctônicas esperadas para a bacia do rio Una com base no trabalho publicado por CARDOSO et

al. (2013), que segue:

Filo CYANOBACTERIA

Classe Cyanophyceae

Limnothrix sp.

Lyngbya sp.

Lyngbya sp.

Oscillatoria sp.

Pseudanabaena limnetica (Lemmermann) Komárek

Pseudanabaena sp.

Filo CHLOROPHYTA

Classe Chlorophyceae

Monoraphidium arcuatum (Korshikov) Hindák

Monoraphidium sp.

Pediastrum duplex Meyen

Radiococcus sp.

Scenedesmus linearis Komarek

Scenedesmus ovalternus Brébisson & Godey

Scenedesmus quadricauda (Turpin) Brébisson & Godey

Classe Trebouxiophyceae

Closteriopsis sp.

Oocystis borgei J.Snow

Classe Conjugatophyceae

Closterium cynthia De Notaris

Closterium ehrebergii Meneghini ex Ralfs

Closterium setaceum Ehrenberg ex Ralfs

Closterium sp.

Cosmarium sp.

Hyalotheca sp.

Spirogyra sp.

Staurastrum sp.

Staurodesmus sp.

Filo OCHOROPHYTA

Classe Bacillariophyceae

Asterionella sp.

Aulacoseira alpigena (Grunow) Krammer

Aulacoseira granulata (Ehrenberg) Simonsen
Aulacoseira granulata var. *angustissima* (O.F.Müller) Simonsen
Coscinodiscus sp.
Cyclotella meneghiniana Kützing
Encyonema sp.
Eunotia sp.
Fragilaria sp.
Fragilaria ulna (Nitzsch) Lange-Bertalot
Gomphonema gracile Ehrenberg
Gomphonema sp.
Melosira sp.
Navicula sp.
Nitzschia linearis (C.Agardh) W.Smith
Nitzschia sp.
Pinnularia sp.
Pleurosigma sp.

Filo EUGLENOPHYTA

Classe Euglenophyceae

Phacus sp.
Trachelomonas volvocina (Ehrenberg) Ehrenberg
Trachelomonas sp.

Dentre as Cyanophyta, três gêneros são considerados potencialmente produtores de cianotoxinas, a *Oscillatoria* sp. e a *Lyngbya* sp., são produtoras de neurotoxinas (Sant'Anna et al., 2006) e *Pseudanabaena* sp., produtora de microcistinas (Kling et al., 2012).

Embora sejam registradas espécies potencialmente produtoras de cianotoxinas na bacia do rio Una, (Agujaro & Isaac, 2002; Sá et al., 2010; Cardoso, 2012), não foram encontrados registros nos quais a concentração de células de Cyanophyta seja potencialmente perigosa, de acordo com a Resolução Nº 2914/11 do Ministério da Saúde, o que caracteriza a água como “qualidade satisfatória”.

8.2.4.2.2.2 Ictiofauna, Carcinofauna e Malacofauna

Para a coleta do material ictiofaunístico foi empregada à técnica de levantamento rápido na Área de Influência Direta (AID) (Figura 8.1). Esta técnica consiste em explorar, de forma exaustiva, todos os possíveis locais de ocorrência

da ictiofauna, utilizando diversos apetrechos de pesca (Figura 8.2), sendo realizado nos pontos selecionados para amostragem. Os pontos foram escolhidos de modo a explorar vários trechos dentro da área de influência e com água em seu leito.

Figura 8.2: Apetrechos de pesca utilizados para amostragem da Ictiofauna, Malacofauna e Carcinofauna. A) Tarrafa; B) Arrasto; C) Puçá.



Os exemplares capturados foram registrados em planilha de campo e identificados *in situ* com auxílio de chaves de identificação especializadas. Todo o processo foi realizado de forma rápida e cuidadosa, afim de não causar danos aos indivíduos que, posteriormente, foram devolvidos ao ambiente de origem.

Foram identificados 16 indivíduos pertencentes a quatro espécies (Página 11), que seguem:

Ordem CHARACIFORMES

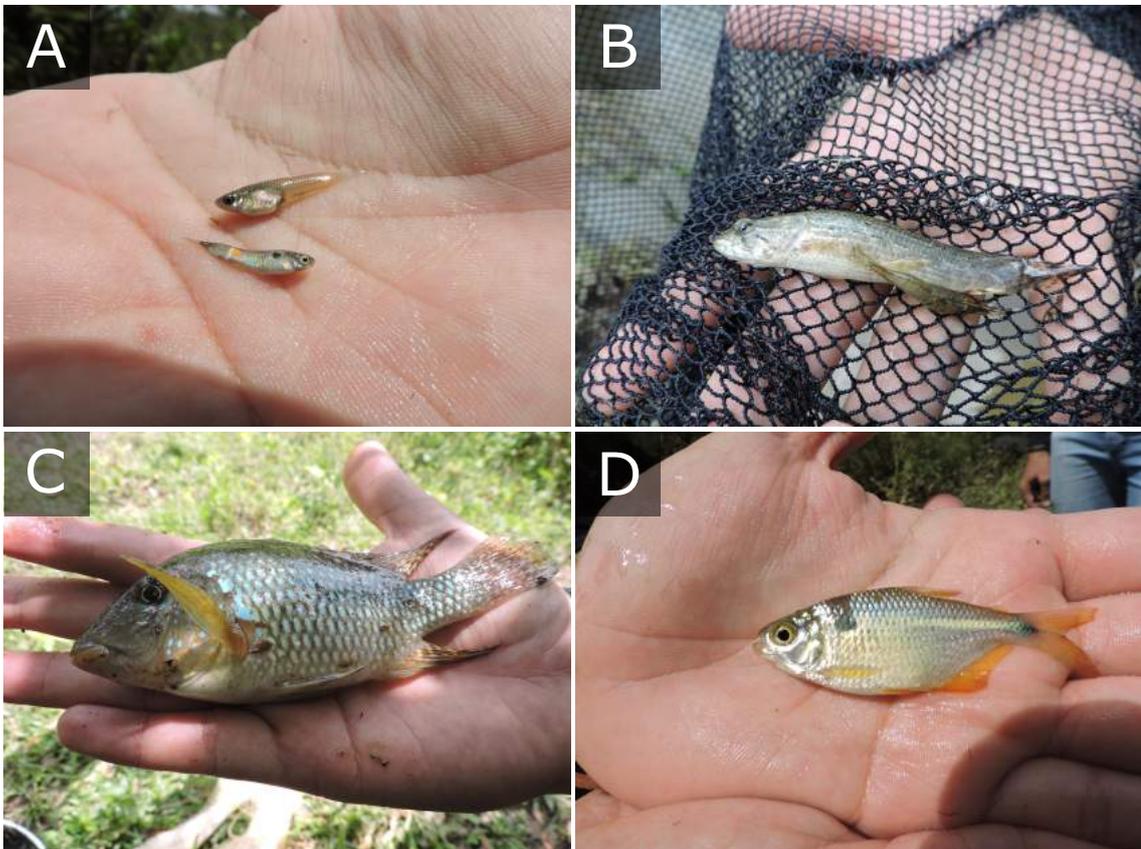
Família Characidae

Astyanax bimaculatus 2 indivíduos

Família Erythrinidae

Hoplias malabaricus 1 indivíduo
Ordem CYPRINODONTIFORMES
Família Poeciliidae
Poecilia reticulata 12 indivíduos
Ordem PERCIFORMES
Família Cichlidae
Geophagus brasiliensis 1 indivíduo

Figura 8.3: Fotografia das espécies identificadas na área de estudo. A) *Poecilia reticulata*; B) *Hoplias malabaricus*; C) *Geophagus brasiliensis*; D) *Astyanax bimaculatus*



Entre os locais amostrados AID 2 foi o que teve a maior riqueza, com a ocorrência de 3 das 4 espécies, em contrapartida, nenhum indivíduo da ictofauna foi observado na AID 3.

Entre estas espécies nenhuma está listada nas listas de espécies ameaçadas de extinção (IUCN ou CIS) e apenas a Traíra (*H. malabaricus*) possui alguma importância socioeconômica extrativista.

Destaque negativo para o guaru ou barrigudinho (*P. reticulata*) que é uma espécie invasora, originária da Ásia, extremamente adaptada à ambientes degradados e eutrofizados.

Quando comparada à composição esperada de peixes na bacia do rio Una, o rio Pirangi, no trecho avaliado, se encontra em estado extremamente modificado, com baixíssima riqueza de espécies. Não foram encontradas nenhuma espécie reofílica ou migratória tampouco espécies de topo de cadeia alimentar, o que indica um possível colapso ecológico já em suas fases finais. O que leva a conclusão de que a construção do empreendimento pode não trazer consequências negativas para a ictiofauna, além daquelas já sofridas.

No que diz respeito a carcinofauna, foram registrados 51 indivíduos de apenas uma espécie deste grupo na área de estudo. o Camarão-fantasma (*Macrobrachium amazonicum*, Filo Arthropoda, Classe Malcostraca, Ordem Decapoda, Família Palaemonidae) (Figura 8.4), ocorrendo em todos os pontos de coleta.

Figura 8.4: Fotografia do Camarão-fantasma, *Macrobrachium amazonicum*, no ponto de coleta ADA1.



Esta espécie é extremamente comum nos ambientes aquáticos do nordeste, sendo aproveitado por algumas comunidade como alimento. Não está ameaçado

de extinção.

Em relação à malocafauna, não foram registrados nenhum indivíduo deste grupo.

8.2.4.2.3 FLORA AQUÁTICA

8.2.4.2.3.1 Introdução

O termo macrófitas aquáticas foi definido por Fassett (1957) como plantas visíveis a olho nu, que, germinam e crescem com pelo menos sua base encontrada em ambiente aquático. Visto a amplitude desta definição, as macrófitas aquáticas representam uma grande variedade taxonômica de organismos, tendo como referência algas talóides, musgos e hepáticas, filicíneas, coníferas e plantas com flores, que crescem em águas interiores e salobras, estuários e águas costeiras (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Essa comunidade vegetal apresenta grande importância ecológica nos ecossistemas aquáticos continentais, onde são importantes componentes dos ambientes aquáticos, constituindo significativa parcela do estoque de energia e matéria do primeiro nível trófico, além de servir como uma superfície para o crescimento de outros organismos, como algas, bactérias e invertebrados, possibilitando a existência de inúmeros microhabitats, os quais utilizam para desova e proteção contra predadores (BARKO et al., 1986; POMPÊO et al., 1997; MIYAZAKI & PITELLI, 2003).

No entanto, alterações antrópicas ocorrentes em ecossistemas aquáticos continentais, podem provocar condições favoráveis a uma rápida proliferação dessa vegetação, trazendo vários prejuízos aos diversos usos desses ecossistemas (FOLONI & PITELLI, 2005; POMPÊO, 2008). Dentre essas condições favoráveis, o aumento do nível de eutrofização dos corpos d'água é um dos principais fatores para o aumento excessivo de indivíduos de uma população de macrófitas aquáticas, sendo, portanto, consideradas como plantas daninhas.

Em meio a esses pontos negativos, cita-se a obstrução do fluxo da água de canais e tubulações de hidrelétricas, o aumento da evaporação, pelo processo de evapotranspiração, impedimento à navegação e à captação da água, invasão de culturas irrigadas, a restrição de alguns tipos de pesca, a alteração da qualidade da água devido ao excesso de biomassa e conseqüente redução do teor oxigênio da água, proliferação de vetores de doenças, entre outros (ESTEVES, 1998; THOMAZ & BINI, 1999; NOERNBERG et al. 1999).

O impacto potencial do desenvolvimento de espécies não-nativas de macró-

fitas deve ser considerado sobre a complexidade do habitat e da importância da gestão das mesmas para manter a biodiversidade aquática (THOMAZ & CUNHA, 2010). Ao considerar os aspectos ecológicos, uma variedade de escalas espaciais pode ser identificada, nas quais cada grau de resolução pode representar um padrão diferente de espécies versus sua relação de complexidade do habitat e pode até mesmo influenciar mecanismos ecológicos (THOMAZ; CUNHA, 2010).

Assim, fica demonstrada a importância dos ambientes naturais ou modificados pelo homem (reservatórios, barragens e açudes) necessitarem de monitoramento, permitindo aos pesquisadores desenvolverem metodologias e formas de manejo, visando monitorar os ecossistemas aquáticos para que os seus múltiplos usos não sejam prejudicados. Conforme demonstrado na pesquisa realizada por Pedralli (2003), a importância das macrófitas aquáticas como bioindicadores da qualidade da água em ambientes lóticos e lênticos tem sido enfaticamente discutida em todo o mundo. Desta forma, o conhecimento sobre a biologia e ecologia das macrófitas aquáticas torna-se prioritário para adequado manejo e funcionamento dos ecossistemas aquáticos.

As maiores frequências de impactos antropogênicos verificadas em ecossistemas lóticos, principalmente nas últimas três décadas, vêm trazendo impactos e grandes consequências para esses ambientes. Dentre eles, pode-se destacar o desaparecimento de diversas espécies, especialmente em áreas de conservação. Diante dessa evidência o monitoramento e pesquisas sobre amostragens tornam-se cada vez mais importantes, identificando, desta forma, espécies resistentes e bioindicadoras dos impactos ambientais, bioremediadoras de ambientes antropizados e a ocorrência de sucessões ecológicas (ESTEVES, 1998; THOMAZ et al., 2004; FERREIRA et al., 2010).

Diante do exposto, o presente diagnóstico tem o objetivo de realizar o inventário florístico, dados quantitativos e fatores ecológicos e estruturais da assembleia de macrófitas aquáticas ocorrente na Área de Influência Direta, situadas no Rio Pirangi, situado no município de Quipapá, na Mata Sul do estado de Pernambuco, apresentando informações ecológicas, taxonômicas e de distribuição das mesmas ao longo das áreas amostradas.

8.2.4.2.3.2 Metodologia

a) Amostragem, Identificação e Descrição das espécies

A amostragem foi realizada em seis estações pré-determinadas e georeferenciadas, totalizando seis pontos de amostragem na Área de Influência Direta (AID)

(AID 1, AID 2, AID 3, AID 4, AID 5 e AID 6), no mês de agosto de 2019.

Os indivíduos inteiros foram coletados para identificação e quantificação da biomassa seca média. As informações referentes aos mesmos foram anotadas em cadernetas e planilhas de campo enfatizando dados como coloração das partes florais e frutos e hábito (forma biológica; Figura 8.5 A e B).

Figura 8.5: Coleta de dados botânicos



A descrição das espécies foi obtida através de análises morfológicas do material coletado em campo. Um registro fotográfico dos espécimes de macrófitas aquáticas foi realizado para auxiliar o processo de identificação e ao mesmo tempo permitir analisar a distribuição das mesmas ao longo das estações. Referências como o Center for Aquatic and Invasive Plants da University of Florida, Tropicos da Missouri Botanical Garden e os livros sobre Plantas Daninhas do Brasil (LORENZI, 2008) e Plantas Aquáticas do Pantanal (POTT & POTT, 2000) foram utilizadas para corroborar as identificações taxonômicas dos grupos.

b) Frequência de Ocorrência

Expressa a relação entre o número de amostras ou estações na qual uma determinada espécie está presente e o número total de amostras ou estações realizadas (GOMES, 2004). A Frequência de Ocorrência (F.O.) foi calculada de acordo com a fórmula:

$$FA = Pa/Px100$$

Onde:

FA = frequência da espécie A

Pa = número de amostras ou estações nas quais a sp A está presente

P = número total de amostras ou estações

Sendo:

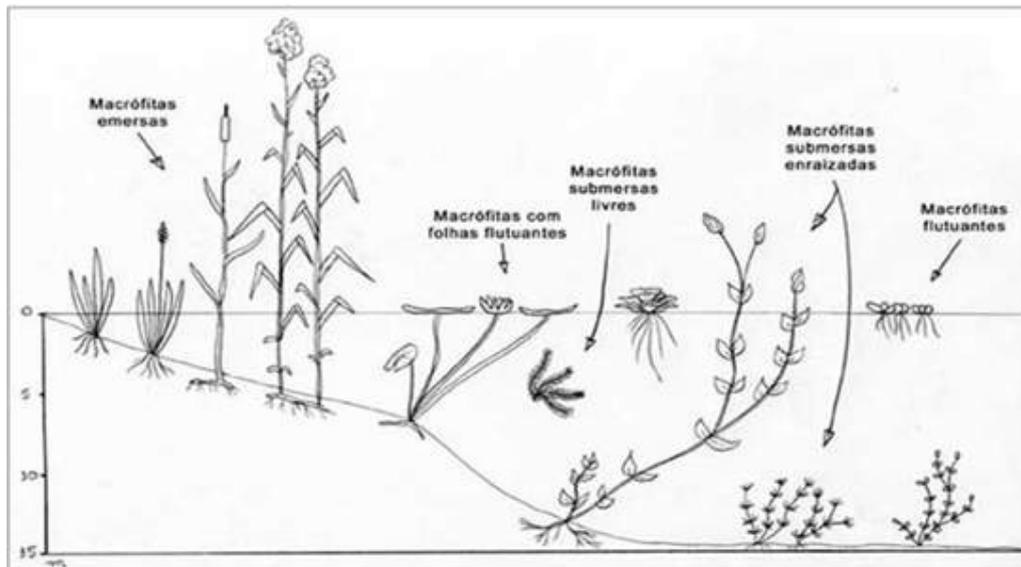
F ≥ 50% - espécie constante

10% < F < 50% - espécie comum

F ≤ 10% - espécie rara

c) *Formas de vida*

Figura 8.6: Formas de vida das macrófitas aquáticas amostradas para Área de Influência Direta.



De acordo com Esteves (1998), a comunidade de macrófitas aquáticas se distribui em regiões litorâneas e possuem heterogeneidades características da adaptação de cada grupo aos diferentes gradientes apresentado biótipos específicos. O autor descreve cinco tipos ecológicos das macrófitas aquáticas, a saber: Macrófitas aquáticas emersas, enraizadas ao sedimento com folhas fora d'água; Macrófitas aquáticas com folhas flutuantes, enraizadas ao sedimento com folhas flutuantes; Macrófitas aquáticas submersas enraizadas, ao sedimento, porém com o corpo submerso na água; Macrófitas aquáticas submersas livres tem rizóides pouco desenvolvidos permanecendo flutuando submergidas na água; e as Macrófitas aquáticas flutuantes, flutuam na água (Figura 8.6). No entanto, alguns autores, como Pott & Pott (2000), descrevem também as formas biológicas anfíbias, como macrófitas que resistem ao meio terrestre e aquático devido às variações sazonais ou diárias do nível da água, e epífitas, como espécies vegetais que crescem sobre outras macrófitas flutuantes. Neste diagnóstico foram consideradas todas as formas biológicas citadas acima.

8.2.4.2.3.3 Resultados

Foram encontradas um total de 13 espécies de macrófitas aquáticas, sendo apenas uma pertencente à Divisão Monilophyta e 12 à Divisão Magnoliophyta. A Divisão Monilophyta foi representada pela família Blechnaceae, com a espécie *Telmatoblechnum serrulatum* (Rich.) Perrie, D.J. Ohlsen & Brownsey.

Os 12 taxóns identificados da divisão Magnoliophyta estão enquadrados em nove famílias botânicas, no qual as mais representativas foi Polygonaceae com duas espécies.

Abaixo, segue a sinopse das espécies de macrófitas aquáticas encontradas no presente diagnóstico:

DIVISÃO MONILOPHYTA

CLASSE POLYPODIOPSIDA

ORDEM POLYPODIALES

FAMÍLIA BLECHNACEAE

Gênero *Telmatoblechnum*

Telmatoblechnum serrulatum (Rich.) Perrie, D.J.

Ohlsen & Brownsey

DIVISÃO MAGNOLIOPHYTA

CLASSE MAGNOLIOPSIDA

ORDEM CARYOPHYLLALES

FAMÍLIA AMARANTHACEAE

Gênero *Alternanthera*

Alternanthera philoxeroides (Mart.) Griseb.

FAMÍLIA POLYGONACEAE

Gênero *Polygonum*

Polygonum ferrugineum Wedd.

Polygonum punctatum Elliott

ORDEM MYRTALES

FAMÍLIA ONAGRACEAE

Gênero *Ludwigia*

Ludwigia leptocarpa (Nutt.) H.Hara

CLASSE LILIOPSIDA

ORDEM COMMELINALES

FAMÍLIA COMMELINACEAE

Gênero *Commelina*

Commelina obliqua Vahl

FAMÍLIA PONTEDERIACEAE

Gênero *Eichhornia*

Eichhornia crassipes (Mart.) Solms

Eichhornia paniculata (Spreng.) Solms

ORDEM ALISMATALES

FAMÍLIA ARACEAE

Gênero *Pistia*

Pistia stratiotes L.

FAMÍLIA HYDROCHARITACEAE

Gênero *Egeria*

Egeria densa Planch.

FAMÍLIA POTAMOGETONACEAE

Gênero *Potamogeton*

Potamogeton pusillus L.

ORDEM POALES

FAMÍLIA POACEAE

Gênero *Paspalum*

Paspalum sp.

FAMÍLIA CYPERACEAE

Gênero *Cyperus*

Cyperus luzulae (L.) Retz.

De acordo com este resultado, a diversidade de espécies apresentada neste diagnóstico, quando comparados com outros estudos florísticos em ecossistemas aquáticos da região Nordeste de Brasil, apresentou-se menor. Dentre estes trabalhos destacam-se os de Henry-Silva et al. (2010), que encontraram 40 espécies de macrófitas em ecossistemas aquáticos temporários do rio Apodi, no município de Mossoró, Rio Grande do Norte; e o de Xavier et al. (2012), que identificaram 33 espécies em açudes do município de Camocim de São Felix, agreste de Pernambuco. No entanto, alguns trabalhos registraram um número menor de espécies, como Barbieri & Pinto (1999), citando 19 espécies de macrófitas na Baixada Maranhense, e Matias et al. (2003), que identificaram 19 espécies na Área de Proteção Ambiental de Jericoacoara, Ceará.

Segundo Xavier (2014), comparações florísticas com trabalhos já publicados não são recomendáveis por se tratar de diferentes metodologias e, conseqüente,

esforço de coleta. No entanto, a importância de diagnósticos para empreendimentos de grande porte como este, o que está sendo apresentado contribui também para a ampliação conhecimento ecológico e da biodiversidade de regiões ainda pouco estudadas.

Com relação à diversidade específica das Estações de coleta, a Estação AID 5 foi a que apresentou maior diversidade, com nove espécies, seguida das AID 2 com sete táxons. As Estações AID 1, 3 e 6 apresentaram seis espécies cada, e por fim, a AID 4 que deteve a menor representatividade de macrófitas aquáticas com quatro espécies.

A AID 5 deteve a maior riqueza devido a área ser aparentemente menos antropizada que as demais. Observamos que as margens do Rio Pirangi apresentaram uma Mata Ciliar mais preservada, com árvores de grande porte e nativas da Mata Atlântica, quando comparado com as demais estações (Figura 8.7). Possivelmente, estas condições favoreceram ao desenvolvimento das plantas aquáticas, no qual a maioria foi classificada como anfíbia, ou seja, necessitam de substrato para se fixarem. Desta forma, as condições da localidade AID 5 foi a mais propícia a deter maior riqueza.

Figura 8.7: Visão geral da Mata Ciliar na AID 5



Na Estação 5 houve o registro da ocorrência de duas espécies que foram exclusivas deste ponto de amostragem, como: *Eichhornia paniculata* (Figura 8.8) e *Potamogeton pusillus*. A espécie *E. paniculata* por se tratar de uma macrófita do

tipo fixa, possivelmente foi motivo pelo qual a mesma foi encontrada em apenas uma estação de coleta.

Figura 8.8: Espécie *Eichhornia paniculata* na AID 5



Embora a Estação AID 2 tenha permanecido em segundo lugar com relação a riqueza (7 táxons), a Mata Ciliar desta localidade não apresentava o mesmo padrão de preservação da AID 5 (Figura 8.9). Observamos que na AID 2 a Mata Ciliar era composta por plantas terrestres ruderais, em sua maior parte as gramíneas eram dominantes, e a quase ausência do estrato arbóreo pode ter contribuído para redução das plantas anfíbias.

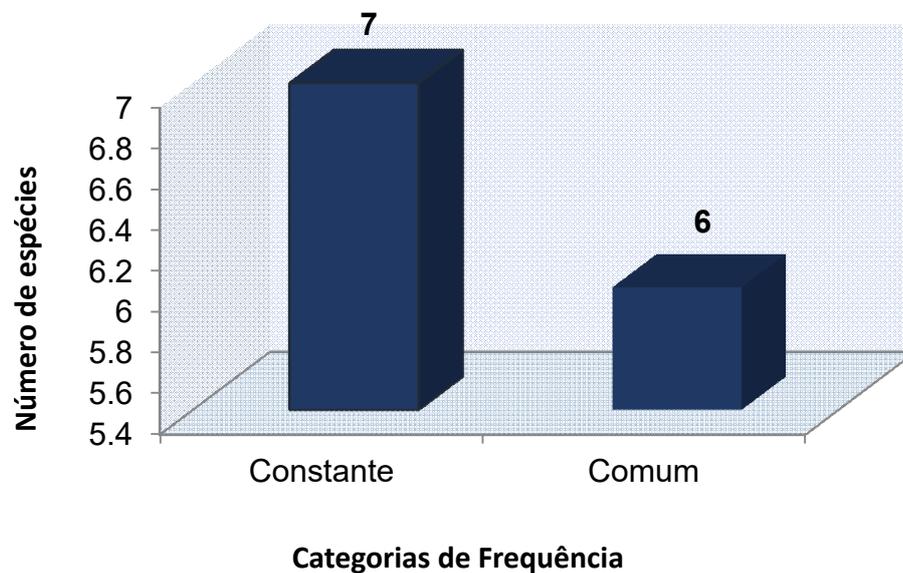
De forma geral, o Rio Pirangi com relação as macrófitas aquáticas não apresentou nenhuma espécie classificada como rara, endêmica ou ameaçada de extinção (Flora do Brasil, 2020 em construção). Para a frequência de espécies na localidade, pode-se constatar que os táxons foram considerados como “constante” e “comum”, sete e seis espécies, respectivamente (Figura 8.10). Mesmo de acordo com a distribuição da frequência de ocorrência, nenhuma espécie foi considerada como rara na AID.

A forma biológica anfíbia foi predominante, com cinco espécies (Figura 8.11), seguida das formas emergente, (três spp.), flutuante livre (cinco espécies), submersa e flutuante livre (duas espécies cada) e flutuante fixa registro apenas uma espécie, sendo *E. paniculata*.

Figura 8.9: Visão geral da Mata Ciliar na AID 2



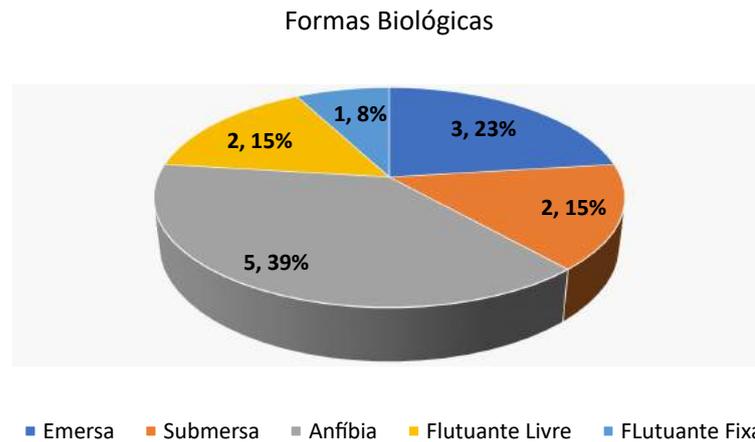
Figura 8.10: Gráfico representando a distribuição das espécies nas categorias de frequência na AID



Sobre a grande ocorrência de espécies anfíbias, Paz & Bove (2007) comentam que a presença de determinadas espécies em ambientes aquáticos não significa dependência à água, mas tolerância por um curto período de tempo. Os autores abordam, ainda, que este comportamento pode estar em função da consequência de inundações acidentais e/ou um avanço vegetativo durante uma estação de estiagem, sendo considerado por eles como plantas tolerantes, fato

que pode explicar um maior registro de plantas anfíbias. Não foram observadas ocorrências de macrófitas epífitas, o que pode estar associada à uma baixa ocorrência e biomassa de espécies flutuantes, não havendo substrato para o desenvolvimento de plantas aquáticas epífitas.

Figura 8.11: Gráfico com o percentual de espécies quanto as suas formas biológicas das macrófitas aquáticas registradas na AID



As espécies que apresentaram uma maior frequência de ocorrência foram *Paspalum sp.*, *Egeria densa* e *Pistia stratiotes*, com 83,3% cada, sendo, portanto, classificadas como espécies constantes no empreendimento. Em seguida *Alternanthera philoxeroides*, *Cyperus luzulae* e *Eichhornia crassipes* com 66,7% cada, além de *Polygonum punctatum* com 50%, sendo classificadas também como espécies constantes na AID. Os demais táxons foram considerados como comuns, não havendo nenhuma espécie considerada como rara no empreendimento como observado na [Figura 8.12](#) e [Tabela 8.1](#).

Figura 8.12: Gráfico da frequência de Ocorrência das macrófitas aquáticas registradas na AID, município de Quipapá – PE

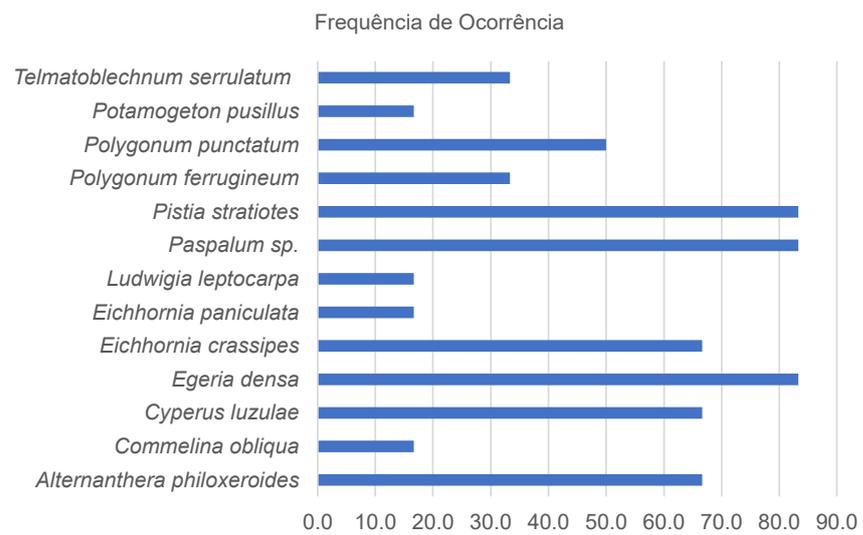


Tabela 8.1: Espécies de macrófitas aquáticas ocorrentes na AID, município de Quipapá – PE, com suas respectivas formas biológicas e Estações de coletas que apresentaram ocorrência. (Legenda: 0 = Ausência; 1 = Presença; E = macrófitas emersas; FL = flutuantes livres; A = anfíbias; S = submersas; F.B. = Forma Biológica)

| Espécies | F.B. | AID 1 | AID 2 | AID 3 | AID 4 | AID 5 | AID 6 | total | FO |
|------------------------------------|------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|-------|----------------|
| <i>Alternanthera philoxeroides</i> | E | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 4 | 66,7 constante |
| <i>Commelina obliqua</i> | A | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 16,7 comum |
| <i>Cyperus luzulae</i> | A | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 4 | 66,7 constante |
| <i>Egeria densa</i> | S | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 5 | 83,3 constante |
| <i>Eichhornia crassipes</i> | FL | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 4 | 66,7 constante |
| <i>Eichhornia paniculata</i> | FF | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 16,7 comum |
| <i>Ludwigia leptocarpa</i> | A | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 16,7 comum |
| <i>Paspalum</i> sp. | A | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 5 | 83,3 constante |
| <i>Pistia stratiotes</i> | FL | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 5 | 83,3 constante |
| <i>Polygonum ferrugineum</i> | E | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 33,3 comum |
| <i>Polygonum punctatum</i> | E | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 3 | 50,0 constante |
| <i>Potamogeton pusillus</i> | S | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 16,7 comum |
| <i>Telmatoblechnum serrulatum</i> | A | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 33,3 comum |
| RIQUEZA EM CADA ESTAÇÃO | | 6 | 7 | 6 | 4 | 9 | 6 | | |

8.2.4.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em detrimento à dinâmica das comunidades de macrófitas aquáticas, alguns indivíduos são capazes de responder a diversas alterações ambientais e podem ser usados como bioindicadores do estado trófico desses ecossistemas. Comparando com demais trabalhos científicos na área, podemos concluir que a riqueza esteve bastante abaixo do encontrado em áreas com maior grau de preservação.

Na AID do empreendimento foram registradas uma marcante presença da macrófitas aquáticas submersa *Egeria densa*, onde esteve presente em quase todas as Estações de coleta. Além disso, foi observada a ocorrência de outras macrófitas consideradas como infestantes como *Alternanthera philoxeroides*, *Paspalum sp.*, *Pistia stratiotes*, *Polygonum ferrugineum* e *Salvinia auriculata*, onde a modificação de um sistema lótico para um sistema lêntico poderá induzir o desenvolvimento de grandes populações dessas espécies, podendo ocasionar problemas a curto e longo prazo na utilização desse recurso hídrico.

Visto que as análises realizadas resultam de uma amostragem, ou seja, em detrimento da dinamicidade da transformação de um ecossistema, espera-se que a flora apresentada neste diagnóstico estará propícia à modificações, seja de ordem natural, como também devido às mudanças ocorrentes em função do empreendimento. Entretanto, Uma dessas alterações pode ser o aumento de biomassa de algumas espécies consideradas daninhas, uma vez que não houve registro de espécies com potencial conservacionista.

Somando-se isso ao fato de que a fauna aquática está totalmente modificada em relação ao que é esperado para a bacia hidrográfica do rio Una, podemos concluir que a construção do empreendimento, embora potencialmente degradadora, não gera indícios de que vá modificar a composição além do que já está modificada atualmente.

8.2.4.4 REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; MIRANDA, L. E.; BINI, L. M.; GOMES, L. C.; THOMAZ, S. M.; SUZUKI, H. I. Patterns of Colonization in Neotropical Reservoirs, and Prognoses on Aging. In: TUNDISI, J. G. e STRAŠKABRA, M. (Ed.). Theoretical Reservoir Ecology and its Applications. 1. São Carlos/SP: International Institute of Ecology, 1999. p.227-265. ISBN 85-87418-02-5.

ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade

de peixes para o rio Paraíba do Sul. Revista Brasileira de Biologia, v. 58, p. 547-558, 1998. ISSN 0034-7108.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; AGOSTINHO, A. A.; FABRÉ, N. N. Trophic aspects fo fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M., et al (Ed.). Limnology in Brazil. 1ª ed. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995. p.105-136.

BARBIERI, R.; PINTO, M.C.P. 1999. Study on the Aquatic Vegetation in the São Bento County – Baixada Maranhense (Maranhão, Brasil). Bol. Laboratório de Hidrobiologia, v.12, p.1-10.

BARKO, J.W.; ADAMS, M.S.; CLESCERI, N.L. Environmental factors and their consideration in the management of submersed aquatic vegetation: a review. Journal of Aquatic Plant Management, v.24, p.1-10, 1986.

BAXTER, R. M. Environmental Effects of Dams and Impoundments. Annual Review of Ecology and Systematics, v. 8, n. 1, p. 255-283, 1977.

BRITSKI, H. A.; SILIMON, K. Z. D. S.; LOPES, B. S. Peixes do Pantanal: Manual de Identificação. 2ª ed rev. Brasília/DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. 227p.

BRUNKEN, H. Atlas de Peixes de Pernambuco. Recife, 2002. Disponível em: < <http://www.atlas-peixes-pe.com/lista-das-especies> >. Acesso em: 29/vii/2013.

BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2007. 195p

CASATTI, L. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. Biota Neotropica, v. 10, p. 31-34, 2010. ISSN 1676-0603.

CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R., et al (Ed.). Ecologia de Peixes de Riachos. 1ª ed. Rio de Janeiro, Brasil: PPGE-UFRJ, v.VI., 1999. p.139-155. (Oecologia Brasiliensis).

ESTEVEES, F.A. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro: Interciência – FI-NEP, 1998. 575 p.

FASSETT, N.C. A Manual of Aquatic Plants. The University of Wisconsin Press. 405p. 1957.

FERNANDO, C. H.; HOLČÍK, J. Fish in Reservoirs. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie, v. 76, n. 2, p. 149-167, 1991. ISSN 1522-2632.

FERREIRA, FA., RP. MORMUL, G. PEDRALLI, VJ. POTT, & A. POTT. 2010. Estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas em três lagoas do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. Hoehnea v.37, n.1, p.43-52.

FOLONI, L. L.; PITELLI, R. A. 2005. Avaliação da sensibilidade de diversas espécies de plantas daninhas aquáticas ao carfentrazone-ethyl, em ambiente controlado. Planta Daninha, v. 23, n. 2, p. 329-334.

FROESE, R.; PAULY, D. FishBase. 2011. Disponível em: < www.fishbase.org >. Acesso em: 04/12/2012.

GOMES, A.B.; FERREIRA, S.P. Análise de dados ecológicos. Rio de Janeiro: Universidade Federal Fluminense, 2004.

Henry-Silva, G.G.; Moura, R.S.T.; Dantas, L.L.O. 2010. Richness and distribution of aquatic macrophytes in Brazilian semi-arid aquatic ecosystems. Acta Limnológica Brasiliensia, vol. 22, n.2, p.147-156.

KITA, K.K.; SOUZA, M.C. 2003. Levantamento florístico e fitofisionomia da lagoa Figueira e seu entorno, planície alagável do alto rio Paraná, Porto Rico, estado do Paraná, Brasil. Acta Scientiarum, Biological Sciences v.25, p.145-155.

LANGEANI, F.; BUCKUP, P. A.; MALABARBA, L. R.; PY-DANIEL, L. H. R.; LUCENA, C. A. S.; ROSA, R. S.; ZUANON, J. A. S.; LUCENA, Z. M. S.; BRITTO, M. R.; OYAKAWA, O. T.; GOMES-FILHO, G. Peixes de água doce. In: ROCHA, R. M. e BOEGER, W. A. (Ed.). Estado da Arte e Perspectivas Para a Zoologia no Brasil. Curitiba: Ed. da UFPR, 2009. cap. 13, p.211-230. (Série Pesquisa).

LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. C. E.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S.; CASATTI, L. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. Biota Neotropica, v. 7, p. 181-197, 2007. ISSN 1676-0603.

LÉVÊQUE, C.; OBERDORFF, T.; PAUGY, D.; STIASSNY, M. L. J.; TEDESCO, P. A. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. In: BALIAN, E. V.; LÉVÊQUE, C., et al (Ed.). *Freshwater Animal Diversity Assessment*: Springer Netherlands, v.198, 2008. cap. 53, p.545-567. (Developments in Hydrobiology). ISBN 978-1-4020-8258-0.

LORENZI, H. *Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas*. 4.ed. São Paulo: Nova Odessa, 2008. 640p.

MALABARBA, L. R.; REIS, R. E. *Manual de Técnicas para a Preparação de Coleções Zoológicas*. Campinas/SP: Sociedade Brasileira de Zoologia, 1987.

MALTCHIK, L. *Ecologia de rios intermitentes tropicais*. In: POMPEO, M. L. M. (Ed.). *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. São Luís: Gráfica e Editora União, 1999. p.198.

MATIAS, L.Q.; AMADO, E.R.; NUNES, E.P. 2003. *Macrófitas aquáticas da lagoa de Jijoca de Jericoacoara, Ceará, Brasil*. *Acta Botanica Brasilica* v.17, p.623-631.

MENEZES, N. A. *Methods for assessing freshwater fish diversity*. In: BICUDO, C. E. M. e MENEZES, N. A. (Ed.). *Biodiversity in Brazil: a first approach*. São Paulo: CNPq, 1996. p.289-295.

MERONA, B. *Aspectos Ecológicos da Ictiofauna no baixo Tocantins*. *Acta Amazônica*, v. 16, n. 17, p. 109-124, 1987.

MIYAZAKI, D.M.Y.; PITELLI, R.A. 2003. *Estudo do potencial do pacu (Piaractus mesopotamicus) como agente de controle biológico de Egeria densa, E. najas e Ceratophyllum demersum*. *Planta Daninha*, v.21, p.53-59.

NAKATANI, K. *Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação*. Maringá/PR: EDUEM, 2001. 378p ISBN 9788585545734. Disponível em: < <http://livros.nupelia.uem.br/ovos-e-larvas/> >.

NOERNBERG, M.A.; NOVO, E.M.L.M.; KRUG, T. *Aplicação de sistemas radar no monitoramento de infestações de plantas aquáticas em reservatórios: vantagens e limitações*. *Bol. Ciênc. Geod.*, Curitiba, v. 5, p.41-54, 1999.

OLIVEIRA, N.M.B.; SAMPAIO, E.V.S.B.; PEREIRA, S.M.B.; MOURA-JUNIOR,

A.M. 2005. Capacidade de regeneração de *Egeria* densa nos reservatórios de Paulo Afonso, BA. *Planta Daninha*, v.23, n.2, p.363-369.

OYAKAWA, O. T.; AKAMA, A.; MAUTARI, K. C.; NOLASCO, J. C. Peixes de Riachos da Mata Atlântica: nas Unidades de Conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo. Editora Neotrópica, 2006. 201 ISBN 9788599049020.

PAZ, J.; BOVE, C.P. 2007. Hidrófitas vasculares da lagoa de Carapebus, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências* v.5, p.495-497.

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Maringá: UEM, 2003. 341 p.

PEREIRA, S.M.B.; NASCIMENTO, P.R.F.; SAMPAIO, E.V.S.B.; CARVALHO, M.F.O.; MOURA-JÚNIOR, A.M. Monitoramento e manejo da macrófita aquática *Egeria* densa Planchon no nordeste brasileiro. Estudo de caso. In: MOURA, A.N.; ARAÚJO E.L.; ALBUQUERQUE, U.P. (eds), *Biodiversidade, Potencial Econômico e Processos Eco-Fisiológicos em Ecossistemas Nordestinos*. Volume 1. Nupeea, 2008. p.209-234.

POMPÊO, M. 2008. Monitoramento e Manejo de Macrófitas Aquáticas. *Oecologia Brasiliensis* v.12, n.3, p.406-424.

POMPÊO, M.L.M.; HENRY, R.; MOSCHINI-CARLOS, V.; PADOVANI, C. 1997. A influência da macrófita aquática *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchcock nas características físicas e químicas da água na zona de desembocadura do rio Paranapanema na represa de Jurumirim, SP. *Revista Brasileira de Ecologia* v.1, p.44-53.

POTT, V.J.; POTT, A. *Plantas Aquáticas do Pantanal*. Brasília: EMBRAPA, 404p. 2000.

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 Botanica Brasilica* v.19, p.789-799.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS, C. J. Cloffsca - Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre: Edipucrs, 2003. 729 p

ROSA, R. S.; GROTH, F. Ictiofauna dos Ecossistemas de Brejos de Altitude de Pernambuco e Paraíba. In: PORTO, K. C.; CABRAL, J. J. P., et al (Ed.). Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação. Brasília/DF: Ministério do Meio Ambiente, 2004. cap. 14, p.324. (Série Biodiversidade, 9).

ROSA, R. S.; MENEZES, N. A.; BRITSKI, H. A.; COSTA, W. J. E. M.; GROTH, F. Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da Caatinga. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M., et al (Ed.). Ecologia e Conservação da Caatinga. Recife: Editora da UFPE, 2003. cap. 3, p.822.

TAVARES, A.S.; ARAÚJO, A.C.; GUIMARÃES, F.B. 2007. Cyperaceae ocorrentes na Baixada do Maciambú, Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, Palhoça, SC. Revista Brasileira de Biociências v.5, p.186-188.

THOMAS, S.M.; BINI, L.M. A Expansão das Macrófitas Aquáticas e Implicação para o Manejo de Reservatórios: Um Estudo na Represa de Itaipu. In: HENRY, R. Ecologia de Reservatórios: Estrutura Função e Aspectos Sociais. Botucatu: Fundibio, 1999. p. 599-625.

THOMAS, S.M.; BINI, L.M.; PAGIORO, T.A. Métodos em Limnologia: Macrófitas Aquáticas. In: BICUDO, C.E.M.; BICUDO, D.C. Amostragem em Limnologia. São Carlos: Editora Rima, 2004, p. 193-212.

THOMAZ, S.M.; CUNHA, E.R. 2010. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. Acta Limnologica Brasiliensia, v. 22, n. 2, p. 218-236.

THOMAZ, S.M.; SOUZA, D.C.; BINI, L.M. 2003. Species richness and beta diversity of aquatic macrophytes in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil): the influence of limnology and morphometry. Hydrobiologia v.505, p.119-128.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p.

Xavier, L.R.C.C. Efeitos da urbanização sobre a composição e estrutura das comunidades de macrófitas aquáticas ao longo do Rio Capibaribe – Pernambuco – Brasil. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Biologia, Recife, 2014.

XAVIER, L.R.C.C.; ARAÚJO, T.O.; NASCIMENTO, P.R.F.; PEREIRA, S.M.B. 2012. Floristic survey of the aquatic macrophytes in the dams of the Agreste zone at Pernambuco State – Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, *Brazilian Journal of Botany*, v.35, n.4, p.313-318.