UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA ENGENHARIA AMBIENTAL

CARLA NATACHA MARCOLINO POLAZ

**Caracterização da Ictiofauna e Aplicação do Índice de Integridade Biótica
no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, Poconé, MT**

São Carlos / SP
Fevereiro - 2013

CARLA NATACHA MARCOLINO POLAZ

**Caracterização da Ictiofauna e Aplicação do Índice de Integridade Biótica
no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, Poconé, MT**

Tese apresentada à Escola de Engenharia de
São Carlos, da Universidade de São Paulo,
para obtenção do título de Doutor em
Ciências - Programa de Ciências da
Engenharia Ambiental.

Área de Concentração: Ciências da
Engenharia Ambiental
Orientador: Prof. Dr. Miguel Petrere Júnior

São Carlos / SP

Fevereiro – 2013

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

P762c Polaz, Carla Natacha Marcolino
Caracterização da ictiofauna e aplicação do índice
de integridade biótica no Parque Nacional do Pantanal
Mato-Grossense, Poconé, MT / Carla Natacha Marcolino
Polaz; orientador Miguel Petrere Júnior. São Carlos,
2013.

Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em
Ciências da Engenharia Ambiental e Área de Concentração
em Ciências da Engenharia Ambiental -- Escola de
Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo,
2013.

1. Integridade biótica. 2. Índices multimétricos.
3. Parque Nacional do Pantanal Mato-Grossense. 4.
Diversidade de peixes. 5. Monitoramento e conservação
ambiental. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bacharel e Licenciada **CARLA NATACHA MARCOLINO POLAZ**.

Título da tese: "Caracterização da ictiofauna e aplicação do índice de integridade biótica no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, Poconé, MT".

Data da defesa: 01/03/2013

Comissão Julgadora:

Resultado:

Prof. Dr. **Miguel Petrere Júnior (Orientador)**
(Universidade do Estado do Amazonas/UEA)

APROVADA

Prof. Associado **Evaldo Luiz Gaeta Espíndola**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

APROVADA

Dr. **Mauro César Lambert de Brito Ribeiro**
(Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística)

APROVADA

Dr. **Flávio César Thadeo de Lima**
(Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP)

APROVADA

Dr^a. **Maria Letizia Petesse**
(Universidade Federal do Amazonas/UFAM)

APROVADA

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental:
Prof. Dr. **Frederico Fabio Mauad**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Titular **Denis Vinicius Coury**

RECEBUE
Serviço de Pós-Graduação
Protocolado em 01/03/2013
13

*Dedico este trabalho ao amigo Luís Alberto Gaspar, meu querido
“Gordo”, que não se aposentou para me acompanhar nas coletas de
campo e tornar a minha vida tão mais fácil e alegre.
Minha eterna gratidão.*

AGRADECIMENTOS

À Universidade de São Paulo, especialmente aos professores e funcionários do Programa de Pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, pela colaboração e convivência.

Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio, por intermédio do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Peixes Continentais – CEPTA, pelo apoio institucional e financiamento deste trabalho. Agradeço especialmente ao diretor Marcelo Marcelino e aos coordenadores Ugo Vercillo, Marília Marini, Kátia Torres e Arthur Brandt.

Ao mestre Prof. Dr. Miguel Petreire Júnior pela orientação certa, pelo espírito amigo e paterno, por compartilhar comigo seus conceitos de ética profissional e infinito conhecimento. Mais do que pesquisadores o professor Miguel forma cidadãos, pessoas comprometidas com a mais bela noção de “estar no mundo” e seu papel nele. Definitivamente sou uma pessoa melhor por ter tido a grata oportunidade de conviver com o professor Miguel.

À amiga Janice Peixer, por ter me apresentado o Prof. Miguel.

Ao Dr. José Augusto Ferraz de Lima, chefe do PNPM, pela afetuosa acolhida em terras pantaneiras, por todo suporte logístico e científico ao meu trabalho e por dividir comigo suas ideias e impressões sobre o universo Pantanal. Aos analistas ambientais do PNPM, Zilma, Nuno e Solange, por darem todo o suporte e os caminhos - por terra e água - para chegarmos até aí. A toda equipe técnica de campo do PNPM, Florêncio, Bertinho e Divino, por me ajudar a entender os labirintos de água do Parque. À Maria, que cuidou - a moda pantaneira - do “estômago” de cada um de nós!

Aos pesquisadores do CEPTA Luís Alberto “Gordo” Gaspar, Paulo Ceccarelli, José Senhorini e Rita Rocha pela companhia e apoio durante todo o desenvolvimento da tese. Aos técnicos Noel, Jairo, Tim, Fabinho e Cobrinha, por me acompanharem nas expedições ao PNPM e facilitarem o trabalho de campo.

Ao amigo Saulo dos Reis, do Núcleo de Recursos Humanos do CEPTA, por encontrar e abrir os caminhos que viabilizaram minha participação nas disciplinas e meu afastamento para conclusão desta tese.

Aos secretários do PPG-SEA, em especial ao Nelson, pela paciência e competência ao longo de todo o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Dr. José Sávio Colares de Melo pela leitura atenta e carinhosa dos manuscritos e pela ajuda com a análise dos dados limnológicos. Aos demais colegas do CEPTA que me apoiaram de muitas maneiras.

Ao amigo, biólogo e fotógrafo, Leonardo Milano, pela ajuda no preenchimento dos formulários de campo e por registrar com suas lentes os mais belos momentos e as mais belas lembranças do Pantanal.

Aos amigos Bruno F. Melo e Ricardo Britzke, doutorandos do Laboratório de Biologia e Genética de peixes da UNESP, campus Botucatu, pelo valioso auxílio em campo e pela identificação dos peixes. Ao Prof. Dr. Cláudio Oliveira por abrir as portas do seu laboratório e abrigar o material coletado.

Ao amigo e co-orientador Dr. Fábio Cop Ferreira, por dedicar seu tempo a me auxiliar nas análises estatísticas, revisão dos capítulos e a pensar comigo os rumos desse trabalho. À

Úrsulla por me acolher tão carinhosamente em sua casa e à Marina por ter alegrado a vida dos dois.

Ao Dr. Carlos Padovani e à Dra. Débora Marques, ambos da EMBRAPA Pantanal, por me ensinarem tanto sobre planície de inundação e sobre os peixes desse bioma.

Ao Prof. Dr. Flávio Bockmann e ao amigo Fernando Apone, da USP Ribeirão Preto, pelo aceite e depósito de parte dos peixes coletados na coleção que gerenciam.

Aos pesquisadores Flávio Lima, Roberto Reis, Ricardo Campos da Paz, Fábio di Dário, Jansen Zuanon, Pablo Lehmann, Lee Finley, Flávio Bockmann, Odete Rocha, Carlos Augusto Figueiredo, Bernardo da Gama, Marina Loeb, Henrique Varela por esclarecer dúvidas importantes sobre ecologia e a história de vida dos peixes coletados neste trabalho.

Às valiosas contribuições dos professores Mauro Ribeiro, Letícia Petesse, Flavio Lima e Evaldo Espíndola, que tão prontamente aceitaram revisar e comentar esta tese.

À querida e nova amiga Silvia Lopez, pelas discussões estatísticas super produtivas e por tentar entender meu trabalho (Muchas gracias!).

Às amigas Bia, Dani e Tati, que não me esqueceram mesmo nos momentos mais intensos de dedicação a esse trabalho. Obrigada pela amizade sincera e única.

À URZE Companhia de Dança por sustentar minha estrutura emocional para a realização desse trabalho.

À minha família, “a mais amorosa do mundo”, por me conduzir até aqui. À minha mãe, que tão bem preencheu as etapas dessa trajetória, muitas vezes com sacrifício. À minha irmã, por ser. Ao meu cunhado, pelo carinho e revisão do *abstract*.

A todos que, mesmo não citados, sabem o bem que me fizeram.

RESUMO

POLAZ, C. N. M. **Caracterização da Ictiofauna e Aplicação do Índice de Integridade Biótica no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, Poconé, MT.** 2013. 175 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

O Pantanal é um complexo de ecossistemas que exibe grande diversidade de ambientes aquáticos. O objetivo geral deste estudo foi caracterizar a estrutura da comunidade de peixes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense (PNPM), uma Unidade de Conservação federal localizada no município de Poconé, MT, a fim de apoiar a construção de um instrumento de monitoramento baseado na integridade biótica do ambiente aquático. Tal objetivo foi obtido através da adaptação do Índice de Integridade Biótica para o PNPM (IIB_{PNPM}). Previamente ao capítulo sobre a construção do IIB_{PNPM} , que se espera representativo para uma porção ainda intocada do Pantanal, os dois primeiros capítulos fornecem os dados necessários para subsidiar a aplicação do índice. O primeiro trata da caracterização dos diferentes ambientes que ocorrem no PNPM, agrupados em quatro estratos ambientais: rios principais (rios Cuiabá e Paraguai), corixos (canais de ligação da planície de inundação), baías permanentes (não perdem a conexão na seca) e baías temporárias (aquelas que perdem conexão com os outros elementos da planície). Essa caracterização foi realizada na primeira campanha exploratória ao PNPM, em setembro de 2009, quando foram definidos os pontos de amostragem de água e de peixes. Testes estatísticos foram realizados para verificar a existência de associação entre os diferentes estratos e os fatores abióticos (variáveis físicas e químicas da água), porém, não foram significativos, indicando que os ambientes são homogêneos. As coletas de peixes foram realizadas em 12 pontos dentro do PNPM, no período seco, no final de outubro e início de novembro de 2010 e 2011. No segundo capítulo, foram identificadas 154 espécies de peixes, totalizando 19.839 indivíduos, das quais 146 espécies (18.954 exemplares) foram consideradas para a construção do IIB_{PNPM} , por questões de padronização dos petrechos de pesca. Testes estatísticos também não evidenciaram associação entre a estrutura das assembleias de peixes e os estratos, reforçando a hipótese da homogeneidade dos ambientes. No entanto, os índices de diversidade de Shannon (H') e equabilidade de Pielou (J) foram significativamente diferentes entre os estratos. A homogeneidade dos ambientes pode ser explicada pelo fato do PNPM estar situado num pantanal de alta inundação, que pode durar até oito meses de um único ciclo hidrológico. Analisando o que os resultados indicaram, os poucos meses de estiagem parecem não ser suficientes para gerar variabilidade ambiental detectável pelos métodos utilizados. O IIB_{PNPM} final é composto por nove métricas e três classes de integridade biótica: “excelente”, “regular” e “pobre”, com intervalos específicos de pontuação. A maioria das métricas se enquadrou na classe “excelente”, algumas na classe “regular” e nenhuma na classe “pobre”, o que era esperado pelo fato de não haver indícios de degradação ambiental no interior do PNPM. A comunidade de peixes, portanto, é bem estruturada, rica e abundante. Não houve diferença significativa nas pontuações do IIB_{PNPM} entre os anos (2010 e 2011). Embora a localização privilegiada do PNPM amortença o efeito dos impactos antrópicos, eles estão presentes de maneira difusa em todo o Pantanal, com intensidade e magnitude diversas. Aliado a isso, há de se levar em conta que o PNPM é uma área de berçário de muitas espécies de peixes, e exerce papel fundamental no recrutamento de recursos pesqueiros. Por isso, recomenda-se aos gestores do PNPM a implementação de um programa de monitoramento ambiental que tenha a ictiofauna como indicadora dos processos ecológicos. Nesse sentido, a aplicação sistematizada do IIB_{PNPM} pode auxiliar na síntese das informações e na comunicação dos resultados à sociedade.

Palavras-chave: Integridade biótica – Índices multimétricos - Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense – Diversidade de peixes – Monitoramento e conservação ambiental.

ABSTRACT

POLAZ, C. N. M. **Fish Assemblage Characterization and the Index of Biotic Integrity Performance in the Pantanal National Park, Poconé, MT, Brazil.** 2013. 175 f. Thesis (Doctoral) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

The Pantanal is a complex of ecosystems that displays high diversity of aquatic habitats. The overall objective of this thesis was to characterize the structure of the fish assemblages in the Pantanal National Park, a federal protected area located in the state of Mato Grosso, Brazil, to back up the construction of a monitoring instrument based on the biotic integrity of the aquatic environment. This objective was achieved by adapting the Index of Biotic Integrity for the Pantanal National Park habitats. Prior to the chapter on the construction of this index (IIB_{PNPM}), expected to be representative of a quite pristine Pantanal portion, the first two chapters provide the necessary data to support the application of the index. The first one deals with the characterization of the different habitats that occur in PNPM, grouped into four environmental strata: main rivers (Cuiabá and Paraguai rivers), corixos (channels that connect the floodplain elements), permanent bays (do not lose the river connection in the dry season) and temporary bays (lose the connection in the dry season). This characterization was performed in the first PNPM exploratory campaign, in September 2009, when the future sampling sites were defined by collecting water and fish. Statistical tests were performed aiming to detect the existence of an association between the different strata and abiotic factors (water quality variables). However, they were not significant, indicating that the habitats are homogeneous. Fish sampling were performed at 12 points within the PNPM, during the dry season in late October and early November of 2010 and 2011. In the second chapter, we identified 154 species of fish, totaling 19,839 individuals from which 146 species (18,954 individuals) were considered for the IIB_{PNPM} framing for reasons of standardization of the fishing gears. Statistical tests also showed no association between the structure of the fish assemblage and strata, reinforcing the hypothesis of homogeneity of environments. However, the Shannon diversity index (H') and evenness (J) were significantly different between the strata. The homogeneity of the environments can be explained by the PNPM being located in a wetland of high flooding, which can last up to eight months of a single hydrological cycle. Analyzed results indicate that the few dry months are not sufficient to generate environmental variability detectable by the methods used. The final IIB_{PNPM} consists of nine metrics and three classes of biotic integrity: "excellent", "regular" and "poor", with specific ranges of scores. Most metrics are framed in "excellent" class, some in "regular" and none in "poor" one, which was expected because there was no evidence of environmental degradation within the PNPM. The fish community is well structured, rich and abundant. There was no significant difference in scores between IIB_{PNPM} years (2010 and 2011). Although the location of PNPM cushions the effect of human impacts, they are present in a diffuse manner throughout the Pantanal, with various intensities and magnitudes. Allied to this, one should take into account that the PNPM is a nursery area for many fish species, and plays an essential role in the recruitment of fishery resources. Therefore, we emphatically recommend to the PNPM managers that implement an active monitoring program considering the fish assemblage as an indicator of ecological processes. The periodic performance of IIB_{PNPM} can assist in summarizing information and to communicate the results to society.

Keywords: Biotic integrity – Multimetric index - Pantanal National Park – Fish diversity – Monitoring and nature conservancy.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

Figura.1.a- Localização do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense em relação ao bioma Pantanal e ao Estado do Mato Grosso, município de Poconé, no território brasileiro. Fonte: Plano de Manejo do PNPM (IBAMA, 2003).	10
Figura 1.b - Vista aérea do extremo sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense. À esquerda, o rio Cuiabá; mais ao centro, única elevação do PNPM, o Morro do Caracará; à direita, o labirinto de corixos e baías (Baía do Morro) que se dirigem para a planície de inundação; ao fundo, perfil da Serra do Amolar, que divide Brasil e Bolívia. Foto: José Medeiros.	12
Figura 1.c - Trajeto percorrido (vista geral [A] e no detalhe [B]) na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense para caracterização ambiental dos estratos e seleção dos locais de amostragem de água e peixes. Software utilizado: GPS TrackMaker.	16
Figura 1.d - Pontos selecionados (P1 a P12) na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense para representar a sua diversidade de ambientes, e onde foram realizadas as amostragens de água e de peixes. Fotos: Leonardo Milano e Carla Polaz.	24
Figura 1.e – Nível médio das águas nas estações de Cáceres, Cuiabá (à montante do PNPM), Bela Vista do Norte e Ladário (à jusante do PNPM), no período de 2008 a 2011. M = montante; J = jusante. Fonte: Marinha do Brasil (2012).	26
Figura 1.f - Variação da temperatura do ar (em °C) nos 12 pontos (P1 a P12) e respectivos estratos (BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Crx = corixos; RPr = rios principais) amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, em out-nov. de 2010 e 2011.	27
Figura 1.g - Variação da temperatura da água (em °C) nos 12 pontos (P1 a P12) e respectivos estratos (BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Crx = corixos; RPr = rios principais) amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, em out-nov. de 2010 e 2011.	27
Figura 1.h - Variação da profundidade (em cm) nos 12 pontos (P1 a P12) e respectivos estratos (BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Crx = corixos; RPr = rios principais) amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, em out-nov. de 2010 e 2011.	28
Figura 1.i - Variação da transparência da água (em cm) nos 12 pontos (P1 a P12) e respectivos estratos (BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Crx = corixos; RPr = rios principais) amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, em out-nov. de 2010 e 2011.	29
Figura 1.j - Variação da condutividade (em $\mu\text{S}/\text{cm}$) nos 12 pontos (P1 a P12) e respectivos estratos (BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Crx = corixos; RPr = rios principais) amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, em out-nov. de 2010 e 2011.	29
Figura 1.k - Variação do pH nos 12 pontos (P1 a P12) e respectivos estratos (BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Crx = corixos; RPr = rios principais) amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, em out-nov. de 2010. Dados de 2011 foram desconsiderados por defeito do equipamento.	30
Figura 1.l - Variação do oxigênio dissolvido (em mg/L) nos 12 pontos (P1 a P12) e respectivos estratos (BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Crx = corixos; RPr = rios principais) amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, em out-nov. de 2010 e 2011.	31

Figura 1.m - Variação da saturação de oxigênio (em %) nos 12 pontos (P1 a P12) e respectivos estratos (BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Crx = corixos; RPr = rios principais) amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, em out-nov. de 2010 e 2011.31

Figura 1.n - Variação do potencial de oxidorredução (em mV) nos 12 pontos (P1 a P12) e respectivos estratos (BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Crx = corixos; RPr = rios principais) amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, em out-nov. de 2010 e 2011.32

Figura 1.o - Variação de sólidos totais dissolvidos (em g/L) nos 12 pontos (P1 a P12) e respectivos estratos (BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Crx = corixos; RPr = rios principais) amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, em out-nov. de 2010 e 2011.33

Figura 1.p – Gráficos de dispersão dos fatores abióticos amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, nos meses de outubro e novembro de 2010 e 2011. TAR = temperatura do ar; TAG = temperatura da água; TRP = transparência; PRF = profundidade; CDT = condutividade elétrica; OD = oxigênio dissolvido; SAT = saturação de oxigênio; RED = potencial redox; TDS = sólidos totais dissolvidos.34

Figura 1.q – Diagrama de ordenação da análise de componentes principais (PCA) dos fatores abióticos frente aos estratos ambientais amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, nos meses de outubro e novembro de 2010 e 2011. C = corixos; R = rios principais; BT = baías temporárias; BP = baías permanentes.36

CAPÍTULO II

Figura 2.a - Sítios de coleta (P1 a P12 - marcadores coloridos) amostrados para levantamento da ictiofauna do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011. Imagem gerada pelo Google Earth a partir das coordenadas geográficas tomadas em campo.52

Figura 2.b – Composição das ordens de peixes coletados no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.66

Figura 2.c - Composição de ordens, famílias e riqueza de peixes por estrato amostrado no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.66

Figura 2.d – Abundância de espécies de peixes por estrato amostrado no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011. Nas baías permanentes (BPe) estão contabilizados 907 indivíduos coletados exclusivamente com o arrasto de fundo, petrecho utilizado unicamente em dois pontos deste estrato (P3 e P8). Mesmo que esses indivíduos fossem desconsiderados, não se alteraria a segunda posição em abundância do estrato BPe.67

Figura 2.e – Porcentagem de espécies exclusivas em cada estrato e porcentagem de espécies presentes em todos os estratos (barra da extrema direita do gráfico). BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais.68

Figura 2.f – Ranking das três espécies mais abundantes por estrato amostrado no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.69

Figura 2.g – Classes de constância das espécies de peixes coletadas no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.70

Figura 2.h – Abundância numérica das assembleias de peixes por ponto de amostragem (P1 a P12), estrato e ano de coleta no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.71

Figura 2.i – Curvas de acumulação de espécies expressas por diferentes estimadores não paramétricos de riqueza total. O invólucro da curva é o intervalo de confiança da riqueza estimada..72

Figura 2.j – Gráfico de Whittaker (abundância relativa/*ranking*) das assembleias de peixes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.73

Figura 2.k – Modelos de organização (*Whittaker plots*) de espécie-abundância das assembleias de peixes amostradas no estrato corixos dentro do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.74

Figura 2.l – Modelos de organização (*Whittaker plots*) de espécie-abundância das assembleias de peixes amostradas no estrato rios principais dentro do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.75

Figura 2.m – Modelos de organização (*Whittaker plots*) de espécie-abundância das assembleias de peixes amostradas no estrato baías permanentes dentro do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.76

Figura 2.n – Modelos de organização (*Whittaker plots*) de espécie-abundância das assembleias de peixes amostradas no estrato baías temporárias dentro do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.77

Figura 2.o – Modelos de organização (*Whittaker plots*) de espécie-abundância da assembleia total de peixes amostradas no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.78

Figura 2.p – Modelos de organização (*Whittaker plots*) de espécie-abundância da assembleia de peixes amostrada no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010.79

Figura 2.q – Modelos de organização (*Whittaker plots*) de espécie-abundância da assembleia de peixes amostrada no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2011.80

Figura 2.r – Número e porcentagem de espécies de peixes em cada guilda trófica considerada. No gráfico, estão inclusos os dados obtidos com o uso do arrasto de fundo.83

Figura 2.s – Distribuição das guildas tróficas por estrato em relação à riqueza de peixes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.83

Figura 2.t - Distribuição das guildas tróficas por estrato em relação à abundância de peixes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.84

Figura 2.u – Valores do índice de diversidade de Shannon (H') para as cinco guildas tróficas da comunidade de peixes do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.84

Figura 2.v – Efeito numérico do arrasto de fundo na riqueza de peixes coletados em dois pontos amostrais, P3 e P8, alocados no estrato das baías permanentes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.85

Figura 2.w – Riqueza em função dos petrechos utilizados para a coleta de peixes em dois pontos amostrais, P3 e P8, alocados no estrato das baías permanentes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.86

Figura 2.x – Efeito numérico do arrasto de fundo na abundância de peixes coletados em dois pontos amostrais, P3 e P8, alocados no estrato das baías permanentes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.86

Figura 2.y – Abundância numérica em função dos petrechos utilizados para a coleta de peixes em dois pontos amostrais, P3 e P8, alocados no estrato das baías permanentes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.....87

Figura 2.z - Efeito da utilização do arrasto de fundo sobre a abundância (%) na distribuição das ordens de peixes em dois pontos amostrais, P3 e P8, alocados no estrato das baías permanentes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.88

Figura 2.aa - Abundância (%) na distribuição das ordens de peixes sem a utilização do arrasto de fundo em dois pontos amostrais, P3 e P8, alocados no estrato das baías permanentes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.88

Figura 2.bb – Efetividade dos petrechos de pesca em amostrar riqueza e abundância de peixes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.89

Figura 2.cc – Composição das guildas tróficas nos diferentes petrechos utilizados nas amostragens de peixes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.90

Figura 2.dd – *Box-Whisker plots* da riqueza (S) por estrato no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011. BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais.91

Figura 2.ee – *Box-Whisker plots* da abundância (N) por estrato no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011. BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais.91

Figura 2.ff – *Box-Whisker plots* do índice de diversidade de Shannon (H') por estrato no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011. BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais.....92

Figura 2.gg – *Box-Whisker plots* do índice de equabilidade de Pielou (J) por estrato no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011. BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais.....93

Figura 2.hh – Retas de regressão linear, por estrato, da riqueza pela abundância de peixes amostrados no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011. BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais. Equações das retas e valores de r em cada estrato: (BPe) $y = 0.0092x + 33.926$, $r = 0,61$, $n = 6$; (BTm) $y = 0.0101x + 27.915$, $r = 0,74$, $n = 6$; (Crx) $y = 0.016x + 38.583$, $r = 0,49$, $n = 8$; (RPr) $y = 0.0273x + 27.953$, $r = 0,66$, $n = 4$94

Figura 2.ii – Diagrama de ordenação dado pela técnica de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) ao se relacionar a abundância taxonômica e os estratos ambientais. Valor calculado do estresse = 0.20 ($n = 24$). BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais.....95

Figura 2.jj – Diagrama de ordenação representando os dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica (CCA) para abundância taxonômica das assembleias de peixes, estratos e fatores abióticos (setas) em 2010 e 2011 ($n = 24$). BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais, Tr – transparência da água, C – condutividade elétrica, OD – oxigênio dissolvido, P – profundidade, Tag – temperatura da água, TA – temperatura do ar, Redox – potencial de oxidorredução.....96

Figura 2.kk – Diagrama de ordenação dado pela técnica de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) ao se relacionar as abundâncias das guildas tróficas de peixes e os estratos ambientais em 2010 e 2011. Valor calculado do estresse = 0.14 ($n = 24$). BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais, Herb – herbívoros, Detr – detritívoros, Oniv – onívoros, Inv.Ins – Invertívoros/insetívoros, Carn – carnívoros.96

Figura 2.II – Diagrama de ordenação representando os dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica (CCA) para composição trófica (guildas) das assembleias de peixes, estratos e fatores abióticos (setas) em 2010 e 2011 ($n = 24$). BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais, Tr – transparência da água, C – condutividade elétrica, OD – oxigênio dissolvido, P – profundidade, Tag – temperatura da água, TA – temperatura do ar, Redox – potencial de oxidorredução.....97

Figura 2.mm – Espacialização dos pontos amostrais do Plano de Manejo (balões rosas com pontos) e desse trabalho (marcadores amarelos) sobre os limites do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense. Em vermelho, pontos do Plano de Manejo localizados fora dos limites do Parque.110

CAPÍTULO III

Figura 3.a - Distribuição dos valores das sete métricas selecionadas para compor o IIB_{PNPM}. À esquerda (A, C, E, G, I, K, M, O, Q), gráficos da distribuição total da métrica; à direita, gráficos (B, D, F, H, J, L, N, P, R) das distribuições por estrato. BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais. Nos gráficos: quadrado central do *box* = mediana; *box* = 25%-75%; *whisker* = amplitude sem ponto discrepante (*outlier*); círculo = ponto discrepante (*outlier*); sinal de + = pontos extremos.....143

Figura 3.b - Distribuição dos escores finais do IIB_{PNPM} nos quatro estratos amostrados no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco, em out-nov de 2010 e 2011. BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais.....148

Figura 3.c - Distribuição dos escores do IIB_{PNPM} nos dois anos de amostragem, 2010 e 2011, no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense.149

LISTA DE QUADROS

CAPÍTULO I

Quadro 1.1 - Breve descrição dos pontos de amostragem selecionados para a coleta de água e de peixes a partir da caracterização dos ambientes em campanha exploratória (setembro de 2009) ao Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense.....21

Quadro 1.2 - Breve descrição dos pontos amostrados para coleta das variáveis físicas e químicas da água no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense durante o Plano de Manejo. Fonte: IBAMA, 2003.....41

Quadro 1.3 - Comparação das variáveis físicas e químicas da água obtidas neste trabalho com as medidas no Plano de Manejo do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense. (*) Valores desconsiderados por erro de calibração do eletrodo.....42

CAPÍTULO II

Quadro 2.1 – Categorias tróficas consideradas para a alocação das espécies em guildas tróficas. Adaptado de Petesse (2006).....55

Quadro 2.2 – Estrato em que foram amostradas espécies com um único indivíduo coletado.....82

Quadro 2.3 – Breve descrição dos ambientes amostrados para o levantamento da ictiofauna durante a elaboração do Plano de Manejo no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, em 2001 e 2002. (*) T = tela; TMG = tarrafa de malha grande; TMP = tarrafa de malha pequena; AMG = arrastão de malha grande; AMP = arrastão de malha pequena; RL = rede de lance; B = pesca de batida.....109

CAPÍTULO III

Quadro 3.1 - Descrição das métricas candidatas para compor o IIB_{PNPM} e tipo de resposta frente à degradação ambiental.....129

APÊNDICE

Quadro I: Atualizações da nomenclatura das espécies de peixes coletadas na elaboração do Plano de Manejo do PNPM (IBAMA, 2003). (*) Espécies coletadas exclusivamente no inventário do Plano de Manejo.....167

Quadro II: Caracterização taxonômica e abundância da ictiofauna nas amostragens do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011, discriminadas as espécies coletadas com arrasto.....171

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1.1 - Variáveis ambientais extraídas da caracterização dos 12 pontos de amostragem (P1 a P12). Cobertura de macrófitas: 0 = nenhuma, 1 = poucas, 2 = moderada, 3 = muitas. Continuidade de macrófitas: 0 = descontínua; 1 = contínua. Presença de ninhais: 0 = ausente; 1 = presente.25

Tabela 1.2 - Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre os fatores abióticos considerados. Os valores sublinhados indicam correlação significativa ($p < 0.05$) em 24 observações (12 pontos de amostragem em dois anos consecutivos, 2010 e 2011).35

Tabela 1.3 – Escores dos *factor loading* das variáveis obtidas pela Análise de Componentes Principais (PCA). O sinal (-) indica correlação negativa com o respectivo eixo.36

Tabela 1.4 – Distância (m) entre os pontos de amostragem em metros selecionados (P1 a P12) na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense.37

CAPÍTULO II

Tabela 2.1 – Caracterização taxonômica e abundância da ictiofauna, por estrato, nas amostragens do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011. GT = guilda trófica; Crx = corixos; RPr = rios principais; BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Carn. = carnívora; Ins./inv. = insetívora/invertívora; Oniv. = onívora; Detr. = detritívora; Herb. = herbívora; Indet. = indeterminada. (*) Espécies coletadas exclusivamente com arrasto de fundo tipo picaré; # Espécies desconsideradas para as análises estatísticas.60

Tabela 2.2 - Espécies de peixes mais abundantes nas amostragens do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011. (*) Espécies presentes nos 12 pontos amostrados, portanto, presentes em todos os estratos.68

Tabela 2.3 - Espécies de peixes presentes nos 12 pontos amostrados no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011. (*) Espécies que fazem parte desse grupo apenas quando são consideradas as coletas com arrasto de fundo nas baías permanentes, P3 e P8.70

Tabela 2.4 – Valores de desvio pelo critério de Akaike (AIC) de cada estrato em relação aos cinco modelos testados de espécie-abundância. O melhor ajuste se dá em função do menor desvio (em negrito sublinhado). (*) NA = Not Available = Não disponível.81

Tabela 2.5 – Teste LSD de Fisher de comparação entre médias *a posteriori* para o índice de diversidade de Shannon (H') observado em cada estrato. Letras diferentes (a,b) indicam médias estatisticamente diferentes ($0.01 < p < 0.05$). BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais.92

Tabela 2.6 – Teste LSD de Fisher de comparação entre médias *a posteriori* para o índice de equabilidade de Pielou (J) observado em cada estrato. Letras diferentes (a,b,c) indicam médias estatisticamente diferentes ($0.01 < p < 0.05$). BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais.93

Tabela 2.7 – Espécies mais abundantes, seguidas da quantidade de exemplares coletados, em cada ponto amostrado no Plano de Manejo do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense. O esforço amostral, entretanto, não foi padronizado. Fonte: IBAMA, 2003. (*) Nomes científicos revisados e atualizados. (**) Espécie pertencente ao complexo Moenkhausia, identificada como *M. bonita* no presente trabalho. (***) Espécie pertencente ao complexo Moenkhausia, identificada como *M. foresti* e *M. oligolepsis* no presente trabalho, sendo diferenciadas pela interrupção da linha lateral em *M. foresti*.111

CAPÍTULO III

Tabela 3.1 - Coeficientes de correlação de Spearman entre as métricas candidatas e os fatores abióticos para $n = 24$ observações (12 pontos de amostragem em dois anos consecutivos, 2010 e 2011). As métricas sublinhadas indicam correlação significativa ($0.01 < p < 0.05$). COB – cobertura de macrófitas, MAC – continuidade de macrófitas, NIN – presença de ninhais, TAR – temperatura do ar, TAG – temperatura da água, TRP – transparência da água, PRF – profundidade, CDT – condutividade elétrica, OD – oxigênio dissolvido, RED – potencial de oxidorredução.....137

Tabela 3.2 – Coeficientes de correlação de Spearman entre as métricas candidatas para o IIB_{PNPM}. As métricas sublinhadas indicam redundância ($r > 0,7$) em 24 observações (12 pontos de amostragem em dois anos consecutivos, 2010 e 2011).....138

Tabela 3.3 - Resultados dos testes de critérios realizados com as métricas candidatas para compor o IIB_{PNPM}. O sinal (-) indica que a métrica não passou no teste.....138

Tabela 3.4 - Pontuações e intervalos de valores das métricas para o cálculo do IIB_{PNPM}.....145

Tabela 3.5 - Delimitação, descrição e pontuações das classes de integridade biótica do IIB_{PNPM}.....146

Tabela 3.6 - Atribuição das pontuações das métricas selecionadas para o IIB_{PNPM} nos 24 pontos de amostragem no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco, em out-nov de 2010 e 2011. As situações assinaladas com (*) se referem à mudança na classe de integridade do IIB_{PNPM} de um ano para outro.....147

LISTA DE SIGLAS

ANA - Agência Nacional de Águas
ANEEL - Agência Nacional de Energia Elétrica
ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária
BAP - Bacia do Alto Paraguai
BPe – Baías Permanentes
BTm – Baías Temporárias
CEPTA - Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Peixes Continentais
CPRM - Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
Crx - Corixos
HidroWeb - Sistema de Informações Hidrológicas
IAPR – Índice de Assembleias de Peixes em Reservatórios
IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IIB – Índice de Integridade Biótica
INEA/RJ - Instituto Estadual do Ambiente do Estado do Rio de Janeiro
IUCN – International Union for Conservation of Nature
LBP - Laboratório de Biologia e Genética de Peixes
LIRP - Laboratório de Ictiologia de Ribeirão Preto
MMA - Ministério do Meio Ambiente
MZUSP – Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo
PNPM – Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense
RPPN – Reserva Particular do Patrimônio Natural
RPr – Rios Principais
SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza
UC – Unidades de Conservação
UCPI – Unidades de Conservação de Proteção Integral
UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro
UNESP - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho
USP - Universidade de São Paulo

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	v
RESUMO.....	vii
ABSTRACT	viii
LISTA DE FIGURAS.....	ix
LISTA DE QUADROS.....	xiv
LISTA DE TABELAS.....	xv
LISTA DE SIGLAS.....	xvii
SUMÁRIO.....	xviii
 INTRODUÇÃO GERAL.....	 1
OBJETIVOS GERAIS	3
ESTRUTURA DA TESE.....	3
BIBLIOGRAFIA CONSULTADA.....	5
 CAPÍTULO I.....	 7
1. CARACTERIZAÇÃO DOS FATORES ABIÓTICOS E DOS ESTRATOS AMBIENTAIS AQUÁTICOS NO PARQUE NACIONAL DO PANTANAL MATO-GROSSENSE.....	7
1.1 . INTRODUÇÃO	7
1.1.1. O Pantanal Mato-grossense.....	7
1.1.2. O Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense	9
1.2. MATERIAL E MÉTODOS	15
1.2.1. Seleção e caracterização dos ambientes estudados no PNPM	15
1.2.2. Levantamento e descrição dos fatores abióticos	18
1.2.3. Análise dos dados	18
1.3. RESULTADOS.....	20
1.3.1. Caracterização dos ambientes amostrados no PNPM.....	20
1.3.2. Fatores abióticos	25
1.4. DISCUSSÃO	37
1.4.1. Caracterização dos ambientes amostrados no PNPM.....	37
1.4.2. Fatores abióticos	39
1.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	45
1.6. REFERÊNCIAS.....	46
 CAPÍTULO II.....	 50
2. ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES NO PARQUE NACIONAL DO PANTANAL MATO-GROSSENSE, POCONÉ, MT.....	50
2.1. AS ASSEMBLEIAS DE PEIXES NO PANTANAL.....	50
2.2. MATERIAL E MÉTODOS	52
2.2.1. Coleta de peixes.....	52
2.2.2. Análise dos dados	56
2.3. RESULTADOS	60
2.3.1. Caracterização das espécies, riqueza e abundância	60
2.3.2. Estrutura da comunidade: estimadores de riqueza e modelos espécie- abundância	71
2.3.3. Guildas tróficas	82
2.3.4. Efetividade e seletividade dos petrechos de pesca	85
2.3.5. Estratos, fatores abióticos e composição taxonômica e trófica das assembleias	90

2.4. DISCUSSÃO	98
2.4.1. Caracterização das espécies, riqueza e abundância	98
2.4.2. Estrutura da comunidade: estimadores de riqueza e modelos espécie-abundância	102
2.4.3. Guildas tróficas	106
2.4.4. Efetividade e seletividade dos petrechos de pesca	108
2.4.5. Estratos, fatores abióticos e composição taxonômica e trófica das assembleias	112
2.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	116
2.6. REFERÊNCIAS	117
CAPÍTULO III	124
3. PROPOSIÇÃO DE MÉTRICAS PARA O ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA BASEADO NA ICTIOFAUNA DO PARQUE NACIONAL DO PANTANAL MATO-GROSSENSE	124
3.1 ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA - IIB	124
3.2 MATERIAIS E MÉTODOS	128
3.2.1. Seleção e descrição das métricas	129
3.2.2. Critérios para pontuação e classes de integridade	134
3.3 RESULTADOS	136
3.3.1. Seleção e definição das métricas	136
3.3.2. Pontuação das métricas e classes de integridade	145
3.4 DISCUSSÃO	149
3.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	157
3.6 REFERÊNCIAS	158
CONSIDERAÇÕES GERAIS PARA UM PROGRAMA PÚBLICO DE MONITORAMENTO EM ÁREAS PROTEGIDAS	162
BIBLIOGRAFIA CONSULTADA	165
APÊNDICE	167

INTRODUÇÃO GERAL

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza, instituído por meio da Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000 e regulamentado pelo Decreto Lei nº 4.340, de 22 de agosto de 2002, é a principal estratégia do governo brasileiro para proteger seus ecossistemas mais representativos (SNUC, 2004). Por meio da criação dessas Unidades de Conservação (UC), distribuídas em 12 modalidades que compreendem duas grandes categorias distintas: UC de Proteção Integral e UC de Uso Sustentável, o Brasil ratificou enquanto país signatário da Convenção da Diversidade Biológica das Nações Unidas a meta de proteger, no mínimo, 10% do seu território dentro dessas unidades (ICMBio, 2012).

Assim, as primeiras áreas protegidas do Pantanal foram a Reserva Biológica do Caracará, em 1971, que foi ampliada dez anos mais tarde dando origem ao Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense (PNPM), e a Estação Ecológica Taiaimã, também criada em 1981. Hoje, somam-se em torno de 25 áreas protegidas federais e estaduais no Pantanal, nos estados de Mato Grosso (MT) e Mato do Grosso do Sul (MS). No entanto, todas essas áreas protegem apenas uma pequena fração da diversidade de fauna e flora da Bacia do Alto Paraguai – BAP. Nesse sentido, uma das críticas que se faz necessária ao modelo de UC adotado pelo Brasil é que o seu desenho e implementação favorecem claramente os ambientes terrestres em detrimento dos ambientes aquáticos. Com exceção de algumas poucas UC presentes na plataforma continental e que se prestam à conservação da fauna marinha, as demais protegem ecossistemas e fauna essencialmente terrestres.

A qualidade do ambiente aquático pode ser avaliada por meio de medidas quantitativas, como determinações físicas e químicas na água, no material particulado e nos organismos ou através de testes bioquímico-biológicos, quando são tomadas medidas da demanda bioquímica/biológica de oxigênio (DBO) e conduzidos os testes de toxicidade. Existem ainda as medidas semiquantitativas e qualitativas, tais como os índices bióticos, aspectos visuais, odor e inventários de espécies, que podem ser tomadas em campo ou no laboratório, gerando vários tipos de dados para a interpretação técnica das condições desse tipo de hábitat (MEYBECK & HELMER, 1992; MUNIZ, 2010).

Essa tese visa caracterizar a ictiofauna e utilizar seus atributos para estabelecer um método, baseado no Índice de Integridade Biótica – IIB (KARR, 1981; KARR *et al.*, 1986), que permita determinar as condições locais dessa integridade para uma categoria de UC de Proteção Integral: o Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense – PNPM. A caracterização da integridade do ambiente aquático da UC foi realizada pela aplicação adaptada do IIB, visando inferir e avaliar as condições de integridade biótica do PNPM a partir de alguns atributos ecológicos das suas assembléias de peixes, isto porque os peixes ocupam uma posição importante na cadeia alimentar, e ao considerá-los numa análise,

teremos uma visão integrada do ambiente aquático. A relevância deste trabalho reside na investigação das etapas de construção do IIB para locais de referência de integridade ambiental, como as Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPI).

A opção pelo IIB em detrimento dos demais índices disponíveis na literatura se fundamenta pela sua ampla e ainda crescente disseminação no Brasil e no mundo, pela praticidade em adaptar e aferir suas métricas¹ e pela facilidade em comunicar seus resultados. O cálculo do IIB é normalmente baseado na comparação do ambiente de estudo com outro considerado inalterado, pristino, que teoricamente exhibe as características mais próximas de sua condição natural. No Brasil, a maioria dos estudos abordando a aplicação do IIB tem como foco ambientes já bastante impactados e/ou degradados. Exemplos de aplicação desse índice são Araújo *et al.* (1998; 2003) e Araújo *et al.* (2010) para trechos da bacia do rio Paraíba do Sul (a última referência no contexto público do Instituto Estadual do Ambiente do Estado do Rio de Janeiro – INEA/RJ) e Petesse *et al.* (2007) e Ferreira (2011) para reservatórios artificiais. Existe, portanto, uma carência de informações sobre a resposta do IIB quando aplicado a locais pouco antropizados, como se espera em uma Unidade de Conservação. Dessa forma, os resultados obtidos a partir da avaliação das métricas selecionadas para o PNPM podem servir de base para a elaboração dos cenários de referência para futuras aplicações do IIB no bioma pantaneiro.

Além de aplicações tomando por base as assembleias de peixes, existem adaptações do IIB para outros grupos taxonômicos, como macroinvertebrados aquáticos (LUNDE & RESH, 2012; WEIGEL & DIMICK, 2012), libélulas (SIMAIKA & SAMWAYS, 2009) e macrófitas (GRABAS *et al.*, 2012; MURRAY-HUDSON *et al.*, 2012). Entretanto, a adoção dos peixes como indicadores se baseia nos seguintes itens (FAUSCH *et al.*, 1990; FERREIRA, 2011): a) são sensíveis à ampla gama de estressores diretos; b) integram os efeitos negativos de vários e complexos estressores também atuantes sobre outros componentes do ecossistema aquático, como hábitat e macroinvertebrados, deles dependendo para sua reprodução, sobrevivência e crescimento; c) são organismos de vida relativamente longa e, portanto, a dinâmica de suas populações fornece um registro a longo prazo dos efeitos do estresse ambiental; e d) podem ser usados para avaliar os custos sociais da degradação de maneira mais direta que outros indicadores biológicos, devido ao seu valor econômico e estético.

Tendo em vista as razões expostas, esta pesquisa se justifica pela (a) importância em se monitorar a rica biodiversidade presente no bioma pantaneiro; (b) necessidade de desenvolvimento de mecanismos e instrumentos para controle e monitoramento das Unidades de Conservação brasileiras; (c) vantagem de utilização do IIB para monitorar

¹ Na presente tese, métrica é interpretada como um atributo mensurável das assembleias de peixes capaz de exibir respostas previsíveis diante de uma perturbação ambiental (adaptado de KARR *et al.*, 1986).

ecossistemas legalmente protegidos; e (d) necessidade de aperfeiçoamento das condições de referência para calibrar as aplicações do IIB.

OBJETIVOS GERAIS

O objetivo central deste trabalho foi caracterizar a estrutura da comunidade de peixes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, a fim de apoiar a construção de um instrumento de monitoramento baseado na integridade biótica do ambiente aquático. Tal objetivo foi obtido através da adaptação do Índice de Integridade Biótica para o PNPM (IIB_{PNPM}) e do alcance dos objetivos específicos a seguir:

1. diagnóstico de situação baseado no levantamento da ictiofauna presente nos diferentes cursos d'água existentes na área do PNPM;
2. seleção das métricas das assembléias de peixes a serem consideradas para a adaptação do IIB para esta categoria de UC;
3. determinação de valores de referência das métricas a partir de locais de melhor condição ambiental no Pantanal para calibrar aplicações futuras do IIB;
4. busca das relações entre fatores ambientais, variáveis físicas e químicas da água e a estrutura da comunidade de peixes;
5. caracterização da comunidade ictífica em termos de riqueza, diversidade e abundância, em ambientes aparentemente livres de perturbações antrópicas.

Secundariamente, espera-se contribuir para a ampliação do conhecimento a respeito do IIB, pela proposta de adaptar suas métricas baseadas na ictiofauna a um ambiente novo e único (planície pantaneira), em condições de clima tropical, em oposição aos locais onde foi originalmente criado (países essencialmente temperados). Além disso, ao contrário das aplicações anteriores do IIB no Brasil, o PNPM é um local livre de perturbações humanas importantes, e detém uma rica diversidade de peixes. Esse conjunto de características permitiu que a aplicação do IIB nessa Unidade de Conservação trouxesse resultados interessantes acerca da utilização do índice no país, especialmente sobre o comportamento das métricas em ambientes não degradados. As etapas metodológicas delineadas podem servir de roteiro para aplicações futuras do IIB nestas condições.

ESTRUTURA DA TESE

A presente tese foi dividida em três capítulos referentes à: i) caracterização ambiental dos pontos e estratos amostrados para a coleta de água e ii) peixes e iii) a adaptação do IIB baseado na ictiofauna do PNPM. Em virtude da dificuldade de acesso e

apoio logístico em uma Unidade de Conservação ainda em estruturação, poucos estudos foram realizados na área do PNPM.

O primeiro capítulo caracteriza os vários habitats do PNPM e lista os fatores abióticos que podem influenciar as comunidades aquáticas. O pulso de inundação foi um dos processos ecológicos mais explorados para explicar a diferença dos estratos ambientais identificados. As relações de conectividade entre os rios principais (rios Cuiabá e Paraguai) que formam a planície pantaneira, e os elementos de sua zona de inundação (corixos, baías permanentes e temporárias), foram igualmente investigadas nesse capítulo.

O segundo capítulo consiste na apresentação e discussão dos resultados obtidos em relação à caracterização da ictiofauna no PNPM. Ao todo, 154 espécies foram amostradas em duas campanhas de campo, realizadas nos meses de outubro e novembro de 2010 e 2011, caracterizados pelo final da seca e início das chuvas. Esse resultado amplia o número de espécies de peixes registradas até então para o Parque. Além disso, o inventário ictiofaunístico do Plano de Manejo (IBAMA, 2003) listou a maior riqueza em setembro (120 de 135 espécies coletadas no total), um dos meses bastante secos no PNPM. Isso ocorre porque a condição de seca aumenta a capturabilidade dos peixes.

Sendo a maior extensão de planície inundável do Pantanal, grande parte da área do PNPM pode permanecer por até oito meses debaixo d'água. Nessa situação, os diferentes habitats (tratados como estratos neste trabalho) se tornam indistinguíveis, especialmente nos períodos de enchente e cheia, pois estão completamente inundados. Considerando que só é possível distinguir e acessar os diferentes tipos de habitat do PNPM na seca, essa foi a principal razão para as coletas de peixes serem realizadas apenas nesse período.

A partir dos resultados dos capítulos I e II, que forneceram os subsídios técnicos para a aplicação do IIB baseado na ictiofauna, no capítulo III estuda-se a possibilidade de se estruturar uma ferramenta de monitoramento ambiental para o PNPM, a ser utilizado pelos gestores dessa UC a fim de se avaliar a integridade biótica dos seus ambientes aquáticos. O próprio conceito de “integridade” foi discutido à luz das características ambientais que determinam a complexidade da planície pantaneira.

Ao final dos três capítulos, são feitas algumas recomendações e considerações gerais sobre os principais resultados da tese, que tem perspectivas de aplicação prática e imediata. As questões ligadas a monitoramento são importantes demandas no universo das áreas protegidas do país, enquanto estratégias de conservação da biodiversidade do Ministério do Meio Ambiente.

Essa pesquisa foi financiada pelo Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Peixes Continentais - CEPTA, localizado em Pirassununga/SP, e vinculado ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, uma autarquia do Ministério do Meio Ambiente - ICMBio/MMA. A pesquisa esteve integrada a um projeto temático mais

abrangente do CEPTA/ICMBio, desenvolvido no PNPM pelos seus pesquisadores entre 2008 e 2011.

As autorizações para atividades com finalidade científica, exigidas pelo SISBIO para coleta de material biológico (peixes), foram emitidas sob os números 15261-1 (2009-2010) e 22855-1 (2011-2012). O material coletado foi depositado em duas coleções científicas distintas: no Laboratório de Biologia e Genética de Peixes - LBP, no campus da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita – UNESP, em Botucatu/SP, sob a curadoria do Prof. Dr. Cláudio Oliveira e no Laboratório de Ictiologia de Ribeirão Preto - LIRP, no campus da Universidade de São Paulo – USP em Ribeirão Preto/SP, sob a curadoria do Prof. Dr. Flávio A. Bockmann.

BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

ARAÚJO, F.G. Adaptação do Índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 58, n. 4, p. 547-558. 1998.

ARAÚJO, F.G.; FICHBERG, I.; CARVALHO TEIXEIRA PINTO, B.; PEIXOTO, M.G. Preliminary index of Biotic Integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast, Brazil. **Environmental Management**, New York, v. 32, n. 4, p. 516-526, 2003.

ARAÚJO, J. R. S.; NUNAN, G. & MOURA, W. O. R. 2010. **Critérios e procedimentos para o monitoramento da ictiofauna do Rio Paraíba do Sul no trecho Funil – Santa Cecília**. Instituto Estadual do Ambiente - SUPMEP/INEA – out/2010.

FAUSCH, K.D.; LYONS, J.; KARR, J.R.; ANGERMEIER, P.L. Fish communities as indicators of environmental degradation. **American Fisheries Society Symposium**. n. 8, p.123-144, 1990.

FERREIRA, F.C. 2011. **Adaptação do índice de assembléia de peixes em reservatórios (IAPR) às áreas das PCH's - usinas Batista e Jorda Flor, rio Turvo (SP)**. Tese de doutorado. Instituto de Biociências do Câmpus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista - UNESP. Rio Claro, SP. 135p.

GRABAS, G. P.; BLUKACZ-RICHARDS, E. A.; PERNANEN, S. Development of a submerged aquatic vegetation community index of biotic integrity for use in Lake Ontario coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research*, v. 38, n. 2, p. 243-250, Jun 2012. ISSN 0380-1330. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000304841700007 >.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Plano de manejo do Parque Nacional do Pantanal Matogrossense**, Brasília/DF, 2003. 504 p. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/parna_matogrossense.pdf>. Acesso em: 02 jun. 2012.

KARR, J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, n.6, p. 21-27, 1981.

KARR, J.R.; FAUSCH, K.D.; ANGERMEIER, P.L.; YANT, P.R.; SCHLOSSER, I.J. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. **Special Publication 5. Illinois Natural History Survey**, 1986.

LUNDE, K. B.; RESH, V. H. Development and validation of a macroinvertebrate index of biotic integrity (IBI) for assessing urban impacts to Northern California freshwater wetlands. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, n. 6, p. 3653-3674, Jun 2012. ISSN 0167-6369. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000303679400020 >.

MEYBECK, M.; HELMER, R. 1992. An introduction to water quality. In: CHAPMAN, D. Water quality assessment. Cambridge, University Press.

MUNIZ, C.C. 2010. **Avaliação do papel do pulso de inundação sobre a riqueza e biodiversidade de peixes em ambiente inundável, no sistema de baías Caiçara, porção norte do Pantanal Matogrossense, alto Paraguai.** Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, SP. 82p.

MURRAY-HUDSON, M. et al. Macrophyte Species Distribution, Indices of Biotic Integrity, and Sampling Intensity in Isolated Florida Marshes. **Wetlands**, v. 32, n. 3, p. 449-460, Jun 2012. ISSN 0277-5212. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000303884100005 >.

PETESSE, M.L., PETRERE JR., M., SPIGOLON, R.J. Adaptation of the Reservoir Fish Assemblage Index (RFAI) for assessing the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). **River Research and Application**. 23:1-18, 2007.

SIMAIKA, J.P. & SAMWAYS, M.J. An easy-to-use index of ecological integrity for prioritizing freshwater sites and for assessing habitat quality. **Biodiversity Conservation**. 18:1171–1185. 2009. DOI 10.1007/s10531-008-9484-3.

WEIGEL, B. M.; DIMICK, J. J. Development, validation, and application of a macroinvertebrate-based Index of Biotic Integrity for nonwadeable rivers of Wisconsin. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 30, n. 3, p. 665-679, Sep 2011. ISSN 0887-3593. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000293308100005 >.

CAPÍTULO I

1. CARACTERIZAÇÃO DOS FATORES ABIÓTICOS E DOS ESTRATOS AMBIENTAIS AQUÁTICOS NO PARQUE NACIONAL DO PANTANAL MATO-GROSSENSE

1.1. INTRODUÇÃO

1.1.1. O Pantanal Mato-grossense

Uma das maiores planícies inundáveis do mundo², o Pantanal ocupa uma área de 210.000 km² entre o Brasil (70%), Bolívia e Paraguai, estendendo-se em território brasileiro pelos Estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. Abrigando uma das maiores concentrações de vida silvestre do planeta, sua biodiversidade compreende 3.500 espécies de plantas, 124 espécies de mamíferos, 463 espécies de aves e 325 espécies de peixes (ICMBio, 2012).

Essa planície pode ser dividida em duas regiões quanto à frequência e extensão das inundações: (1) áreas permanentemente alagadas, compondo-se de lagoas, alimentadas por cursos d'água de diferentes tamanhos e lagoas conectadas por canais temporários. Na época das enchentes, as lagoas e canais se interligam e na seca podem ficar individualizados. O escoamento da água é muito lento, com cerca de 1 a 5 cm/s, devido à baixa declividade e resistência oferecida pela vegetação; (2) áreas temporariamente alagadas por contribuição de cursos d'água de diferentes tamanhos e por água de chuva, onde a drenagem é deficiente. Essas áreas podem ser inundadas por alguns meses, todos os anos, ou por muitos meses, durante alguns anos. Nas áreas inundadas por água dos rios a cota do mesmo determina a área alagada (CARVALHO, 1986).

A nomenclatura utilizada para caracterizar as toponímias hídricas no Pantanal varia largamente de acordo com a linguagem dos nativos (que tem origem nos indígenas da tribo *guató*), dos turistas, pesquisadores e técnicos, além de agregar muitas das diferenças regionais. Termos como baías, baiotas, lagos, lagoas, corixos, córregos, riozinhos, vazantes, dentre outros, são utilizados com frequência para se referir aos elementos que constituem a planície de inundação pantaneira. Num primeiro momento, essa gama de conceitos e

² A maior planície inundável do mundo é a várzea amazônica, cuja parte brasileira é estimada em 250.000 km². Estima-se que na Amazônia exista cerca de 5000 espécies de peixes, mais do que em todo o Oceano Atlântico (Prof. Dr. Miguel Petrere Jr, com. pess.)

denominações causa certo desconforto, pois as diferenças entre uma coisa e outra nem sempre estão bem definidas ou delimitadas. Lagos e lagoas, por exemplo, diferem no tamanho (sendo o lago maior), mas a distinção técnica entre eles ainda não foi padronizada universalmente (BIGGS *et al.*, 2005). Entre corixos e vazantes, diz-se do primeiro que apresentam um canal definido, bem marcado sazonalmente, enquanto as vazantes são linhas de extravasamento de água, que percorrem os campos inundados da planície, e podem não se repetir de um ciclo hidrológico para outro (IBAMA, 2003).

Em Geografia, uma baía é uma porção de mar ou oceano rodeada por terra, em oposição a um cabo. No Pantanal, baías são massas d'água doce com pouco fluxo, sem água estagnada, onde a luz pode penetrar até o fundo; variam de pequenas porções de água a extensas conexões ao longo da planície de inundação, que podem ser permanentes ou não. Nas baías, a existência de plantas aquáticas, inclusive submersas, é uma característica bastante evidente. No período de estiagem, é comum que muitas baías sequem, daí o termo baías temporárias ou intermitentes. Dependendo da região, lagos e lagoas são comumente utilizados como sinônimos de baías. Embora as baías da planície pantaneira apresentem baixíssima salinidade, na Nhecolândia, uma das sub-regiões do Pantanal, existem formações conhecidas como salinas, de água salobra ou salgada e sem vegetação aquática associada (ALMEIDA, 2011).

Para além de se esgotar a discussão de nomes, e tendo como foco a conectividade lateral que une os rios principais aos corpos d'água da planície, encontra-se respaldo técnico nos trabalhos de Robin L. Welcomme (como WELCOMME, 1983 e 2000), que se dedicam a explicar essas relações. Ao se invocar as temáticas abordadas pela ecologia dos rios, o principal conceito que deve ser trazido à tona para se entender a estrutura e o funcionamento das planícies de inundação é o de *potamon*, em oposição ao conceito de *rhithron*. Enquanto o *potamon* é representado pelo baixo curso dos rios, onde o fluxo de água é mais lento por correr em relevos planos, o *rhithron* é a parte alta dos rios, geralmente associadas a planaltos ou morrarias, onde as correntezas se mostram mais torrenciais (WELCOMME, 1983).

Algumas características estão diretamente ligadas às regiões que formam o *potamon*: canais meândricos planos, de larguras variáveis, com fundo lamoso e considerável vegetação flutuante e enraizada. Longitudinalmente, existe uma repetição de diferentes habitats associados aos meandros; lateralmente, há a distinção entre o canal principal e sua planície de inundação, que são áreas normalmente planas que acompanham esse canal. Casos excepcionais de acidentes geográficos específicos, como observado na planície do Pantanal, que está associada principalmente às inundações do rio Paraguai, as áreas ocupadas pelas inundações são tão extensas a ponto de interromper a conexão direta com o canal principal. Em geral, a planície é mais elevada perto do rio, constituindo diques que

limitam seu canal. Os declives a partir do canal principal em direção aos meandros são responsáveis por confinar a planície, que apresenta áreas terrestres contíguas de topografia plana e com gradiente pouco acentuado (WELCOMME, 1983, 2000).

Rios inundáveis, como é o caso dos formadores do Pantanal mato-grossense, caracterizam-se por apresentar dois componentes diferenciados na região potâmica: o leito do rio propriamente dito e a planície inundável, os quais representam o rio em duas fases distintas: seca e cheia (WELCOMME, 1979, 2000; RESENDE & PALMEIRA, 1999). Esse ciclo de inundação anual é um dos fenômenos mais importantes para as interações ecológicas existentes no bioma pantaneiro. Exemplo disso é a manutenção da dinâmica biológica da ictiofauna, observada na expansão das áreas alagadas e no tempo em que essas águas permanecem isoladas, disponibilizando habitat, abrigo e alimento para uma vasta fauna aquática (CATELLA & PETRERE, 1996), a qual utiliza diferentes estratégias de sobrevivência de acordo com esse ciclo (MUNIZ, 2010).

A inclusão dos efeitos da conectividade na interação entre os rios e os corpos d'água de suas respectivas planícies, e de como isso afeta a estrutura e a funcionalidade das espécies e ambientes, é um tema a ser explorado no estudo da ecologia fluvial (AMOROS & ROUX, 1988). Tal conectividade pode ser interpretada como a transferência de organismos, água, matéria orgânica, nutrientes e energia entre unidades ecológicas adjacentes (WARD *et al.*, 1999). No entanto, apesar da importância da inundação e da conectividade nos processos ecológicos em sistemas de planície de inundação, esse tema tem sido abordado apenas recentemente em estudos no Pantanal (FANTIN-CRUZ *et al.*, 2010).

1.1.2. O Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense

O Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense (PNPM, Figura 1.a) situa-se no extremo sudoeste do estado de Mato Grosso, no município de Poconé, junto à divisa com o estado de Mato Grosso do Sul, na confluência dos rios Paraguai e Cuiabá. Com área total de 1.350 km², completamente regularizada, o PNPM conserva uma amostra considerável da planície pantaneira, equivalente a 1% da área do Pantanal brasileiro. Trata-se de uma Unidade de Conservação (UC) Federal, pertencente à categoria de Proteção Integral (SNUC, 2004; IBAMA, 2004), criada em 24 de setembro de 1981, pelo Decreto nº. 86.392. Além do PNPM, existe uma segunda UC Federal no Pantanal: a Estação Ecológica de Taiamã, ao norte do Parque, com 112 km², criada no mesmo ano. Porém, apenas 5% da área total do Pantanal estão sob proteção integral, isto é, dentro de parques nacionais ou estaduais e estações ecológicas (PETRY *et al.*, 2012).

Figura.1.a- Localização do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense em relação ao bioma Pantanal e ao Estado do Mato Grosso, município de Poconé, no território brasileiro. Fonte: Plano de Manejo do PNPM (IBAMA, 2003).

Até 2007, todas as Unidades de Conservação (UC) federais eram gerenciadas pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. Com a posterior divisão do IBAMA e a criação do ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, a gestão e o manejo dessas Unidades passaram a ser de responsabilidade deste. Portanto, o PNPM é gerido por uma equipe de analistas e técnicos ambientais vinculados ao ICMBio, que coordenam as atividades de gestão e manejo, conservação da biodiversidade e proteção de seu território. Em 2012, foi aprovado pelo ICMBio o programa de visitação pública do PNPM, com implantação prevista em 2013. Embora o acesso do público ao interior de Parques Nacionais esteja assegurado no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC, 2004), esse fato pode representar novos riscos de impactos ao PNPM, e também por isso merece ser monitorado.

A maior parte da área do Parque é constituída por uma intrincada rede de rios, corixos (pequenos cursos d'água), vazantes e baías. Na época das enchentes, as baías e canais se interligam e na seca podem ficar individualizados, o que confere uma grande dinâmica

sazonal nos padrões de conectividade dos corpos d'água, compondo um rico mosaico de habitats, resultante da combinação de vários tipos de solos e de regimes de inundação (FERRAZ DE LIMA, 2003; IBAMA, 2004).

O bioma Pantanal é caracterizado por uma superfície de acumulação de topografia bastante plana e sujeita a inundações frequentes, sobretudo entre novembro e abril. O rio Paraguai comanda a rede de drenagem do PNPM e a única elevação presente nos limites do Parque é o Morro do Caracará (Figura 1.b). O clima tropical resulta em temperaturas médias entre 23 e 25°C e precipitação anual média de 1000 mm. Em geral, a época seca se estende de maio a setembro e a chuvosa de outubro a abril. Especificamente no PNPM, no entanto, as estações de seca e cheia ocorrem tardiamente em relação às demais regiões do Pantanal, em função da localização do Parque, baixíssima topografia e da velocidade de escoamento de suas águas (IBAMA, 2003).

A vegetação é caracterizada pela tensão ecológica de contato (ecótonos) entre as regiões fitoecológicas do Cerrado e da Floresta Estacional Semidecídua. De acordo com o IBGE (1992), a cobertura vegetal é classificada como Savana Gramíneo-Lenhosa, Floresta Semidecídua Aluvial e Floresta Semidecídua das Terras Baixas. Observa-se também um gradiente contínuo de áreas abertas e florestas com diferentes graus de inundação. Isso faz com que o Pantanal Mato-grossense seja um dos ecossistemas mais produtivos do Brasil em decorrência do regime de cheia que proporciona um transporte constante de material das áreas mais altas do Cerrado para o Pantanal. Essa dinâmica resulta num mosaico de matas, cerradões, savanas, campos inundáveis de diversos tipos, brejos e lagoas, que favorece a grande diversidade de espécies ali encontrada. Tomando-se como referência a caracterização da vegetação apresentada no Plano de Manejo do PNPM, as fitofisionomias típicas das formações de planície encontradas em sua área foram: a vegetação arbórea, o campo inundável e a vegetação aquática (IBAMA, 2003).

O PNPM se encontra numa área de relevo rebaixado, que represa grande quantidade de água, por isso é considerado um “pantanal de alta inundação”. Isso contribui para que, mesmo nas grandes estiagens, o PNPM mantenha uma área permanentemente inundada de tamanho considerável, que pode chegar a 50% de sua área total, dependendo da sazonalidade do período (Figura 1.b).

Figura 1.b - Vista aérea do extremo sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense. À esquerda, o rio Cuiabá; mais ao centro, única elevação do PNPM, o Morro do Caracará; à direita, o labirinto de corixos e baías (Baía do Morro) que se dirigem para a planície de inundação; ao fundo, perfil da Serra do Amolar, que divide Brasil e Bolívia. Foto: José Medeiros.

O ciclo hidrológico predominante acompanha a tendência das quatro estações descritas para o restante do Pantanal, isto é, seca, cheia, vazante e enchente. O pico da seca ocorre frequentemente nos meses de outubro e novembro; o início das chuvas é comum entre dezembro e janeiro, enquanto que, em março, se dá o pico da cheia (Prof. Dr. J. A. FERRAZ DE LIMA, *com.pess.*, em 10 anos de observações). A “dequada”, fenômeno natural de alteração das características químicas e físicas da água (baixos níveis de oxigênio dissolvido e altas taxas de CO₂ livre, por exemplo) em função do intenso processo de decomposição da vegetação submersa, que pode levar a eventos de mortalidade de peixes, é geralmente observada entre maio e junho, no período caracterizado como vazante (CALHEIROS & FERREIRA, 1997, Prof. Dr. J. A. FERRAZ DE LIMA, *com.pess.*).

Nas estiagens ordinárias e extraordinárias, regidas pelos ciclos plurianuais, a área inundada do Pantanal pode ficar muito reduzida e ser um fator crítico para a conservação dos peixes do bioma. As áreas permanentemente inundadas, portanto, além de refúgio para os peixes adultos são o berçário para a ictiofauna, influenciando diretamente a sobrevivência de alevinos e juvenis, que se aninham nas macrófitas aquáticas (SWARTZ, 2000; PADOVANI, 2010). Por isso, o fato do PNPM ser considerado um estoque permanente de água numa planície sazonalmente inundada como o Pantanal, faz do Parque um importante refúgio para a ictiofauna da região (IBAMA, 2003).

Por esse motivo, e visando proteger uma variedade de habitats na região, foi instituído um mosaico de Unidades de Conservação, formado estrategicamente pelo PNPM, três RPPN e outras UC estaduais. No conjunto, estas Unidades vêm desenvolvendo suas

funções e se complementando, em termos de proteção e conservação deste ecossistema. Por outro lado, embora seja notória a importância de sua biodiversidade, o Pantanal vem sendo agredido por ações antrópicas externas. A megaexpansão do cultivo de grãos, em especial nos planaltos areníticos, provocou a aceleração dos processos erosivos e a sedimentação do material ao longo dos rios da planície pantaneira. A ausência de planejamento, o avanço da agricultura e da criação de gado, a mineração de ouro, a poluição urbana, o turismo desorganizado, a construção de hidrelétricas e a marginalização de comunidades indígenas são outras formas de ameaça a esse ecossistema (IBAMA, 2003; QUEIROZ NETO, 2003; ALHO, 2008; FERNANDES *et al.*, 2010).

De acordo com o Plano de Manejo do PNPM, elaborado entre 2001 e 2003 e regulamentado em 2004, as atividades conflitantes observadas no seu entorno eram: pesca, coleta de iscas vivas, caça (principalmente de jacarés, *Caiman crocodilus yacare*, capivaras, *Hydrochoerus hydrochoeris* e onças-pintadas, *Panthera onca*) e fogo, utilizado na renovação de pastagens na área do entorno que, muitas vezes, adentram o Parque. Além destas, o início da implantação da hidrovía Paraguai-Paraná e seus desdobramentos teve repercussão negativa no entorno do PNPM, em decorrência da ampliação do raio de curvas do rio e do fechamento de alguns de seus braços (IBAMA, 2003). Aparentemente, os mesmos impactos continuam a ameaçar o Parque uma década depois da elaboração do Plano de Manejo.

Em relação à ictiofauna, Resende & Machado (2001) alertaram para a necessidade de: a) intensificar a fiscalização na área do PNPM para evitar a invasão de pescadores esportivos, a fim de eliminar fatores de alterações das comunidades de peixes; b) avaliar a influência da barragem do Manso na reposição dos estoques de peixes reofílicos na área do PNPM; e c) intensificar as amostragens para levantar todas as espécies de peixes ali presentes³. Pode-se acrescentar aos itens anteriores a necessidade de se avaliar os efeitos da introdução de espécies alóctones (como os tucunarés do gênero *Cichla*, que estão se espalhando rapidamente no Pantanal), exóticas e híbridas (sobretudo o “ponto-e-vírgula”, peixe híbrido de pintado com cachara, *Pseudoplatystoma corruscans* X *P. reticulatum*) nas regiões de entorno do PNPM (RESENDE *et al.*, 2008).

A respeito das plantas hidrelétricas, de acordo com a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 2008, com dados atualizados em relatório da TNC organizado por Petry *et al.*, 2012), existem oito grandes usinas (UHE > 30 MW), 16 pequenas centrais hidrelétricas (PCH, 1-30 MW) e sete centrais de geração hidrelétrica (CGH < 1 MW) nas bacias que influenciam o Pantanal. Porém, destas, apenas a planta da barragem do Manso possui um

³ Em atenção ao item “c”, os resultados do novo levantamento da ictiofauna, realizado no âmbito deste trabalho, são apresentados oportunamente no Capítulo II, que trata da estrutura e composição das assembleias de peixes no interior do PNPM.

reservatório significativo. A fase de enchimento deste reservatório teve início em novembro de 1999, sendo concluído em 2002. No seu nível máximo, o reservatório cobre uma área de 427 km², comportando um volume total de água em torno de 7,3 km³.

Zeilhofer & Moura (2009) indicam a alteração do regime hídrico do rio Cuiabá ocasionada pelo enchimento de reservatório do Manso e suas conseqüências para a bacia do Paraguai, bem como os efeitos deletérios nas funções ecológicas propiciadas pela planície, os quais implicam na imposição de impacto negativo relevante sobre a diversidade de peixes, especialmente sobre as espécies de peixes migradores de importância comercial (FERRAZ DE LIMA, 1987; CAROLSFELD *et al.*, 2003). Somado a isto, existem projetos de quase 70 novos empreendimentos energéticos, entre usinas em construção, em licenciamento e em estudos, numa bacia que já possui 70% da sua capacidade de geração hidrelétrica atualmente em uso (PETRY *et al.*, 2012). Na prática, esses fatores aumentam as ameaças potenciais sobre os peixes e fragilizam possíveis ações de conservação voltadas à ictiofauna. Uma consequência disso é a percepção de pescadores artesanais, que evidencia a diminuição dos estoques de peixes comerciais nas principais áreas de pesca do Pantanal (CATELLA, 2004).

Segundo dados da Embrapa Pantanal (2012), 70% das 116 pequenas centrais hidrelétricas (PCHs) em licenciamento no Alto Paraguai, principal drenagem responsável pelas inundações periódicas do Pantanal, ficarão concentradas na mesma região. Isso ameaça não só a biodiversidade, mas também as atividades de pesca, agricultura familiar, pecuária e turismo. As barragens impedem que os peixes migrem rio acima e ocorra o trânsito de nutrientes. Por consequência, há o impacto na desova e alimentação dos peixes. Outra consequência imediata é o agravamento do assoreamento, já perceptível no Rio Taquari. Se tais projetos forem de fato implantados, o impacto sobre as populações de peixes migradores, a médio e longo prazo, poderá ser avassalador.

No entanto, por estar distante das áreas de planalto onde as usinas hidrelétricas estão localizadas ou em planejamento, a localização do PNPM pode lhe conferir alguma capacidade de amortecimento frente às alterações hidrológicas causadas por esses empreendimentos. Por receber vários rios, corixos e vazantes, os impactos das alterações hidrológicas localizadas, por exemplo, nos rios Cuiabá/São Lourenço, podem ser diluídos, atuando de maneira indireta sobre a biodiversidade presente no PNPM. Por outro lado, os efeitos da persistência desses impactos a longo prazo não são conhecidos. Embora essas previsões ainda sejam especulativas, reforça-se a importância de se preservar a região de domínio e do entorno do Parque, na tentativa de se salvaguardar amostras da dinâmica hidrológica natural de todo um bioma.

Considerando que a estrutura física do território (morfologia e hidrologia) e as características de qualidade da água determinam a biota aquática presente, o objetivo deste

capítulo é identificar e caracterizar ambientes aquáticos chave para a conservação de peixes na área do PNPM e agrupá-los em estratos, a fim de investigar as suas relações com alguns fatores abióticos.

1.2. MATERIAL E MÉTODOS

1.2.1. Seleção e caracterização dos ambientes estudados no PNPM

A primeira campanha de reconhecimento de campo ao PNPM foi realizada em setembro de 2009. Por dois dias consecutivos, na companhia do pesquisador e chefe atual do Parque, o Prof. Dr. José Augusto Ferraz de Lima, visitamos a porção sul da área da UC, onde é possível o acesso em embarcações com motores de popa de baixa/média potência (15, 25 ou 40 hp). Essa porção representa aproximadamente 5% da área total do PNPM (Figura 1.c[A]). A área nuclear do Parque é raramente alcançada, mesmo pela sua equipe técnica, em função da dificuldade de acesso, ausência de equipamentos apropriados e distâncias. Vale ressaltar que o acesso ao PNPM só é possível por duas vias: embarcações ou helicópteros. Em algumas situações e dependendo da potência do motor no barco, pode-se levar cerca de 8 horas até o centro urbano mais próximo.

Previamente à caracterização *in loco* dos ambientes do PNPM, também com o auxílio do chefe e dos analistas ambientais da UC, foi feita uma análise cartográfica da região, acompanhada de registros fotográficos passados e presentes, para a indicação preliminar dos estratos a serem investigados em campo. Quatro ambientes foram então pré-definidos: a) rios principais – *estrato A*; b) baías ou lagoas permanentes – *estrato B*; c) baiotas ou pequenas baías, que podem apresentar conexões intermitentes – *estrato C* e d) canais fluviais (corixos e vazantes), que conectam os rios principais à zona de inundação da planície pantaneira – *estrato D*.

De posse de um aparelho de geoposicionamento por satélites (GPS modelo Garmin CS60), foram georreferenciados e caracterizados 40 pontos (dentro e fora do PNPM) durante o trajeto evidenciado na linha contínua destacada na Figura 1.c[B].

Figura 1.c - Trajeto percorrido (vista geral [A] e no detalhe [B]) na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense para caracterização ambiental dos estratos e seleção dos locais de amostragem de água e peixes. Software utilizado: GPS TrackMaker.

Tais pontos, que contemplavam os quatro estratos, foram identificados um a um em formulário específico contendo informações sobre:

- I) Informações gerais: data, hora, localização (denominação local e coordenadas geográficas), acessos (estradas, picadas, rio) e estrato (dentro os quatro pré-definidos).
- II) Variáveis físicas e químicas da água: aspecto da água, profundidade, temperatura, condutividade, transparência, pH, oxigênio dissolvido e saturação, sólidos totais dissolvidos, potencial de oxidorredução e salinidade.
- III) Conectividade: tipo de conexão do corpo d'água com a planície de inundação (permanente ou intermitente).
- IV) Substrato: natureza do material de fundo (areia, argila, cascalho).
- V) Vegetação aquática: ocorrência e densidade visual de macrófitas (nenhuma, pouca, moderada, muita).
- VI) Fauna: visualização ou rastros de animais (principalmente vertebrados) e existência de ninhais.
- VII) Estratégias de pesca: possibilidades/alternativas de uso dos petrechos tradicionais de pesca (redes de emalhar, arrastos, tarrafas e peneiras) para a coleta de peixes (Capítulo II) em cada ponto selecionado.
- VIII) Observações gerais: demais características ou particularidades informadas pelo chefe do PNPM, Prof. Dr. José Augusto Ferraz de Lima.

Os primeiros critérios considerados para a escolha dos pontos de amostragem foram: localizar-se dentro dos limites do PNPM (oito pontos do entorno imediato foram descartados), logística de acesso (ponderou-se as dificuldades de acesso da equipe em função dos equipamentos disponíveis; 11 pontos foram descartados), tipo de ambiente e aderência a um dos quatro estratos (cinco pontos descartados) e possibilidade de colocação de redes de espera, aplicação de tarrafas e peneiras visando à captura de peixes (três pontos descartados). Por fim, 12 pontos foram selecionados, preservando a existência de tréplicas, sempre que possível, em cada estrato. Apenas no caso dos rios principais (estrato A) foram utilizadas réplicas (somente os rios Cuiabá e Paraguai margeiam a UC). Os pontos foram numerados sequencialmente de P1 a P12 e amostrados tanto para a coleta de água quanto para a captura de peixes.

1.2.2. Levantamento e descrição dos fatores abióticos

O principal referencial do regime hidrológico do Pantanal é o nível máximo anual do rio Paraguai, medida na “régua de Ladário”, localizada no município de mesmo nome, no estado do Mato Grosso do Sul. Quando o nível máximo anual (pico) da cheia em Ladário é maior ou igual a 4 metros, esse ano é considerado como sendo de cheia no Pantanal; caso contrário, trata-se de um ano de seca (EMBRAPA, 2001). Neste trabalho, foram utilizados os dados de nível das águas registrados pela Marinha do Brasil (2012) em quatro estações: Cáceres e Cuiabá à montante e Bela Vista e Ladário à jusante do PNPM, no período de 2008 a 2011.

As coletas de água foram realizadas em dois anos consecutivos (2010 e 2011), no final da época seca (meses de outubro e novembro, alcançando o início das chuvas em 2011). As amostras das principais variáveis físicas e químicas foram tomadas na superfície da água (50 cm de profundidade), no leito dos rios principais, região central das baías e baiotas e no canal central dos corixos. Os horários de aferição variaram entre 7 h (manhã) e 16 h (tarde). Nas 12 estações de amostragem, que coincidem com os locais de coleta de peixes, foram medidas as seguintes variáveis da água: profundidade (m), temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), saturação de oxigênio (%), transparência (m), pH, condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), potencial de oxidorredução (mV), sólidos totais dissolvidos (g/L) e salinidade (caso houvesse a ocorrência de salinas, comuns em outras regiões do Pantanal).

A profundidade e a transparência da água foram aferidas com corda graduada e disco de Secchi, respectivamente. As variáveis referentes à qualidade da água foram medidas na superfície dos corpos hídricos (até 50 cm de profundidade) com o auxílio de uma sonda multiparâmetro (marca Horiba, modelo U-52), sendo registradas data e hora da aferição. A temperatura do ar (°C) foi medida com termômetro específico.

1.2.3. Análise dos dados

A partir da caracterização dos ambientes do PNPM, três variáveis categóricas foram definidas para auxiliar na seleção das métricas do Índice de Integridade Biótica, tema do terceiro capítulo. São elas: i) Cobertura de macrófitas (COB): 0 = nenhuma, 1 = poucas, 2 = moderada, 3 = muitas; ii) Continuidade dos bancos de macrófitas (MAC): 0 = descontínua; 1 = contínua; e iii) Presença de ninhais (NIN): 0 = ausente; 1 = presente. No entanto, por essas variáveis serem categóricas (e não contínuas), elas não foram consideradas no cálculo dos coeficientes de correlação e nas análises multivariadas.

Os valores dos fatores abióticos considerados para a qualidade de água são apresentados em gráficos de barra, que explicitam os pontos (P1 a P12), os estratos de enquadramento (BPe; BTm; Crx; RPr) e os dois anos de aferição das variáveis (2010 e 2011). Como os horários de tomada das medidas de água variaram entre os anos em função da logística disponível, fez-se uma análise sobretudo descritiva dos fatores e não necessariamente das variações temporais.

Em 2011, o eletrodo de pH da sonda multimétrica apresentou problemas de calibração, impossíveis de serem resolvidos no PNPM. Por isso, sua leitura foi descartada em todas as análises estatísticas do presente capítulo.

As correlações entre as variáveis foram identificadas visualmente a partir de gráficos de dispersão de pontos (Y-X) e confirmadas pela matriz de correlação de Pearson. Coeficientes lineares (r) significativos ($p < 0.05$) indicam variáveis correlacionadas.

O efeito dos fatores abióticos nos pontos de amostragem foi resumido por uma análise de componentes principais (PCA), conduzida após a padronização das variáveis para terem média zero e desvio padrão 1 (ZAR, 2010). Em seguida, uma análise de similaridade (ANOSIM) não paramétrica (CLARKE, 1993) foi realizada sobre a matriz de distância Euclideana para verificar a existência de diferenças entre os estratos a partir da abordagem dos fatores abióticos. No caso da estatística do teste ser não significativa, os estratos podem ser considerados homogêneos entre si em relação aos fatores abióticos; caso contrário, os estratos são heterogêneos (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998).

Para levantar evidências de que as características abióticas dos pontos podem ser função de suas distâncias espaciais foi utilizado o teste de Mantel. A distância de cada ponto de amostragem em relação aos demais foi estimada em linha reta, a partir de uma imagem do PNPM gerada no Google Earth, onde foram plotados os 12 pontos (P1 a P12) e registradas as respectivas distâncias. Um resultado não significativo equivale dizer que os fatores abióticos não estão relacionados com a distância entre os pontos. Um resultado significativo e positivo, por outro lado, indica a relação positiva entre distância espacial dos pontos e os fatores abióticos (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998).

Para todos os testes foi adotado um valor de significância igual a 5% ($\alpha = 0.05$). Variáveis altamente correlacionadas ($r \geq 0.99$) foram descartadas para a PCA, ANOSIM e teste de Mantel (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998), assim como os dados de pH aferidos em 2011. A ANOSIM e o teste de Mantel foram feitos no programa *R* (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012) utilizando 999 aleatorizações.

1.3. RESULTADOS

1.3.1. Caracterização dos ambientes amostrados no PNPM

A partir da análise cartográfica e dos registros fotográficos, os quatro estratos ambientais (A a D) pré-definidos e confirmados em campo foram:

- Estrato A (representado pelos pontos P4 e P6) – caracterizado pelos rios principais que formam a planície de inundação (rios Cuiabá e Paraguai). São corpos d'água permanentes, caudalosos, de águas lóticicas, com canais bem definidos que apresentam nascentes e foz. Daqui em diante esse estrato será designado pela sigla RPr - Rios Principais.
- Estrato B (P3, P7 e P8) – são as lagoas ou baías marginais, de águas lânticas, com comunicação permanente com o rio principal durante todo o ciclo hidrológico (baías do Burro, Três Bocas e baía do Morro). Com exceção da baía Três Bocas, mais profunda, as demais podem atingir níveis próximos a 50 cm de lâmina d'água na estiagem, sem secar. Daqui em diante esse estrato será designado pela sigla BPe – Baías Permanentes.
- Estrato C (P5, P10, P11) – são baías menores, chamadas de baiotas ou lagoas intermitentes, com comunicação permanente ou não com o rio principal (baía do Nove, do Morro e do rio Biguerinho). Apresentam águas lânticas, com profundidades médias variando de 1 a 2 metros no período da cheia e chegam a secar completamente na estiagem, porém, não todos os anos. Daqui em diante esse estrato será designado pela sigla BTm – Baías Temporárias.
- Estrato D (P1, P2, P9 e P12) - são canais de comunicação entre o rio principal e os elementos da planície de inundação, como as baías. De águas geralmente lóticicas, são mais conhecidos como corixos; porém, denominações locais também se referem a esses corpos hídricos como rios ou riozinhos (corixo Boca do Ricardo, corixo do Morro do Caracará, rio Caracarazinho do Morro e rio Biguerinho). Como fazem a ligação entre os rios principais e a planície de inundação, são menos caudalosos e não possuem nascentes ou foz, embora possam apresentar canais relativamente bem definidos em algumas situações. Quando os canais não estão bem definidos, costumam ser chamados de vazantes, por onde a água simplesmente extravasa. Daqui em diante esse estrato será designado pela sigla Crx – Corixos.

Esses estratos foram definidos levando-se em consideração as características do fluxo de água (lótico para rios principais e corixos e lântico para baías) e suas relações de conectividade com a planície de inundação (especialmente para as baías, que podem ser permanentes ou temporárias). Os 12 pontos de amostragem (P1 a P12), que representam os quatro estratos ambientais, foram selecionados a partir da verificação em campo de 40 pontos potenciais, realizada em setembro de 2009, na ocasião da campanha de reconhecimento da área do PNPM.

O Quadro 1.1 apresenta uma breve descrição das características ambientais dos 12 pontos de amostragem selecionados, com coordenadas geográficas, denominação local e estrato, seguida de ilustrações desses ambientes (Figura 1.d).

Quadro 1.1 - Breve descrição dos pontos de amostragem selecionados para a coleta de água e de peixes a partir da caracterização dos ambientes em campanha exploratória (setembro de 2009) ao Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense.

ID	Coordenadas	Denominação local	Estrato	Descrição sucinta do ambiente
P1	17°51'36.14"S; 57°24'6.49"W	Corixo Boca do Ricardo	Crx	Comunicação permanente com o rio Cuiabá; margens com presença moderada e contínua de macrófitas; piscoso; presença de muitas aves; tendência de água lótica.
P2	17°50'52.45"S; 57°26'23.63"W	Corixo do Morro do Caracará	Crx	Corixo de ligação entre o rio Cuiabá e a Baía do Morro; corre no solape da elevação do Caracará; margens com muitas macrófitas contínuas; piscoso; presença de aves e jacarés com filhotes; tendência de água lótica.
P3	17°49'51.69"S; 57°23'42.82"W	Baía do Burro	BPe	Entrada (boca) de baía, que liga o rio Cuiabá com a zona de inundação; presença moderada e descontínua de macrófitas e de arrozal silvestre; presença de ninhais no meio da baía; rastros de onça com filhotes; baía rasa, com formação de ondas; tendência de água lântica.
P4	17°49'37.77"S; 57°22'53.38"W	Rio Cuiabá	RPr	Rio formador da planície de inundação; margens com presença moderada e descontínua de macrófitas; rio profundo; presença de praias (jacarés e pegadas de onça); via de navegação; água com coloração marrom; tendência de água lótica.
P5	17°47'59.00"S; 57°23'41.60"W	Baía do Nove	BTm	Conexão intermitente com a Baía do Burro e a zona de inundação; mais profunda, com bancos moderados e contínuos de macrófitas e circundada por vegetação arbórea; ocorrência de ninhais, tendência de água lântica.

P6	17°52'41.80"S; 57°28'42.90"W	Rio Paraguai	RPr	Rio formador da planície de inundação; profundo, formação frequente de ondas, margens com poucas macrófitas e descontínuas; via de navegação; água com coloração azul; limite do PNPM, próximo à Serra do Amolar (Br-Bol), com construções na margem esquerda; tendência de água lótica.
P7	17°51'29.60"S; 57°28'34.10"W	Baía das Três Bocas	BPe	Confluência de comunicação constante com a Baía do Morro, rio Paraguai e a zona de inundação; piscoso; poucas macrófitas e descontínuas; formação de ondas, água de aspecto barrento com espuma, profunda, presença de praias com rastros de onça; tendência de água lótica.
P8	17°50'49.50"S; 57°27'10.70"W	Baía do Morro	BPe	Comunicação constante com as águas dos rios Cuiabá e Paraguai; abriga o morro Cará-cará; rasa; muitas aves; presença moderada e contínua de macrófitas e arrozal silvestre; tendência de água lântica.
P9	17°49'28.09"S; 57°30'43.68"W	Rio Caracarazinho do Morro	Crx	Corixo de ligação entre a baía do Morro e a zona de inundação; presença abundante e contínua de macrófitas; ocorrência de ninhais; piscoso; tendência de água lótica.
P10	17°49'26.40"S; 57°31'6.32"W	Baía do Caracarazinho do Morro	BTm	Baía pequena de comunicação constante com a zona de inundação; piscosa; presença abundante e contínua de macrófitas; ocorrência de ninhais; tendência de água lântica.
P11	17°48'4.60"S; 57°33'58.10"W	Baía do Rio Biguerinho	BTm	Baía pequena de comunicação constante com a zona de inundação; acesso pelo rio Paraguai; muitos bancos contínuos de macrófitas; presença de praias e vegetação arbórea; tendência de água lântica.
P12	17°47'33.70"S; 57°33'26.70"W	Rio Biguerinho	Crx	Corixo de ligação entre o rio Paraguai e a zona de inundação; forma muitas baiotas em seu percurso; presença moderada e descontínua de macrófitas e de vegetação arbórea; limite do PNPM; avistamento de barcos de turismo; tendência de água lótica.

P1 **P2** **P3** **P4** **P5** **P6**

P7 **P8** **P9** **P10** **P11** **P12**

Figura 1.d - Pontos selecionados (P1 a P12) na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense para representar a sua diversidade de ambientes, e onde foram realizadas as amostragens de água e de peixes. Fotos: Leonardo Milano e Carla Polaz.

As variáveis extraídas da caracterização ambiental dos pontos amostrados no PNPM, que serão consideradas na seleção das métricas do IIB (Capítulo III), são apresentadas na Tabela 1.1.

Tabela 1.1 - Variáveis ambientais extraídas da caracterização dos 12 pontos de amostragem (P1 a P12). Cobertura de macrófitas: 0 = nenhuma, 1 = poucas, 2 = moderada, 3 = muitas. Continuidade de macrófitas: 0 = descontínua; 1 = contínua. Presença de ninhais: 0 = ausente; 1 = presente.

ID	Estrato	Cobertura de macrófitas	Continuidade de macrófitas	Presença de ninhais
P1	Crx	2	1	0
P2	Crx	3	1	0
P3	BPe	2	0	1
P4	RPr	2	0	0
P5	BTm	2	1	1
P6	RPr	1	0	0
P7	BPe	1	0	0
P8	BPe	2	1	0
P9	Crx	3	1	1
P10	BTm	3	1	1
P11	BTm	3	1	0
P12	Crx	2	0	0

1.3.2. Fatores abióticos

a) *Nível das águas*

Embora as medições do nível das águas em Ladário sejam as utilizadas como referência, por compreender a mais completa série histórica de dados, o PNPM está localizado a dezenas de quilômetros (cerca de 150 km em linha reta) à montante de Ladário, de forma que o que acontece com a dinâmica das águas no Parque influencia a régua de Ladário, e não o contrário. Por isso, além dos dados de Ladário, a Figura 1.g mostra o nível médio das águas obtidos em outros pontos mais próximos do PNPM, inclusive à montante, no rio Cuiabá (estações de Cáceres e Cuiabá).

Na estação Bela Vista do Norte, no rio Paraguai, foram registradas as médias mais altas em todos os anos do período analisado; ao contrário, a estação Cuiabá, no rio de mesmo nome, registrou as médias mais baixas (Figura 1.e). De fato, segundo observações do Prof. Dr. José Augusto Ferraz de Lima (chefe do PNPM), desde 2010, os anos que se seguiram foram de intensa seca no Parque.

Figura 1.e – Nível médio das águas nas estações de Cáceres, Cuiabá (à montante do PNPM), Bela Vista do Norte e Ladário (à jusante do PNPM), no período de 2008 a 2011. M = montante; J = jusante. Fonte: Marinha do Brasil (2012).

b) Temperatura do ar e da água

A temperatura do ar nos 12 pontos amostrados (Figura 1.f) variou de 22,00 (P1, corixo Boca do Ricardo, às 7 h, em 2011) a 36,20 °C (P4, rio Cuiabá, às 16 h, em 2011), enquanto a temperatura da água variou de 25,85 (P10, baía do Caracarazinho do Morro, às 9 h 10 min, em 2010) a 31,25 °C (P2, corixo do Morro do Caracará, às 15 h 40 min, em 2010), numa faixa de variação compreendida pela variação da amplitude da temperatura do ar, como esperado (Figura 1.g).

Em relação aos estratos, em 2010, as baías temporárias e corixos apresentaram temperaturas do ar, em média, maiores do que 2011. Por outro lado, rios principais e baías permanentes apresentaram médias de temperatura do ar maiores em 2011. No entanto, como os horários de aferição nos pontos variaram de 2010 para 2011, comparações diretas entre os anos e mesmo entre os estratos podem resultar em conclusões equivocadas.

Figura 1.f - Variação da temperatura do ar (em °C) nos 12 pontos (P1 a P12) e respectivos estratos (BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Crx = corixos; RPr = rios principais) amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, em out-nov. de 2010 e 2011.

As médias da temperatura da água (Figura 1.g) nos quatro estratos variaram, em 2010, numa faixa térmica entre 28,37 (BTm) e 29,18 °C (BPe); em 2011, a faixa de variação das médias foi ligeiramente mais ampla, de 27,99 (BTm) a 29,39 °C (RPr). Da mesma forma que a temperatura do ar, as variações registradas na temperatura da água são explicadas pelos diferentes horários das aferições. No entanto, quando se calcula a média geral dos pontos nos dois anos, elas são bastante próximas: 28,93 °C em 2010 e 28,79°C em 2011.

Figura 1.g - Variação da temperatura da água (em °C) nos 12 pontos (P1 a P12) e respectivos estratos (BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Crx = corixos; RPr = rios principais) amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, em out-nov. de 2010 e 2011.

c) Profundidade

No presente estudo, a profundidade variou de 32 a 950 cm, sendo a Baía do Morro (P8, em 2010) o ponto mais raso e a Baía Três Bocas (P7, em 2011), o ponto mais profundo (Figura 1.h). Embora seja chamada de baía, esse local apresenta características mais lólicas que lânticas, exatamente por conta da confluência de “três bocas”, que são o rio Caracarazinho do Morro (na verdade, esse chamado “rio” é um corixo), as águas da Baía do Morro e o próprio rio Paraguai.

Por conta dessa característica apresentada pela Baía Três Bocas, o estrato das baías permanentes foi o mais variável em amplitude, seguido dos rios principais, que estavam mais cheios em 2011 do que em 2010. As baías temporárias foram o estrato mais homogêneo. Em 2010, a profundidade média nos 12 pontos foi de 236,4 cm e em 2011, 337,5 cm, o que confirma que, para o mesmo período do ano (final de outubro, início de novembro), o PNPM estava mais cheio (ou menos seco) em 2011 do que em 2010.

Figura 1.h - Variação da profundidade (em cm) nos 12 pontos (P1 a P12) e respectivos estratos (BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Crx = corixos; RPr = rios principais) amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, em out-nov. de 2010 e 2011.

d) Transparência da água

A transparência da água variou de 7 (P3, baía do Burro, em 2010) a 36 cm (P10, baía do Caracarazinho do Morro, em 2010). O estrato com maior variação foram as baías temporárias (Figura 1.i), explicada pela ocorrência de forte chuva no momento da aferição em dois dos três pontos amostrados (P10 e P11 em 2011), o que turvou a água e comprometeu a medida de sua transparência.

Em 2010, a média dessa variável nos 12 pontos foi de 22,5 cm, sendo menor em 2011: 20,25 cm.

Figura 1.i - Variação da transparência da água (em cm) nos 12 pontos (P1 a P12) e respectivos estratos (BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Crx = corixos; RPr = rios principais) amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, em out-nov. de 2010 e 2011.

e) Condutividade elétrica

Nesse trabalho, a condutividade variou de 34 (P2 e P4, corixo do Morro do Caracará e rio Cuiabá, respectivamente, ambos em 2010) a 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (P10, baía do Caracarazinho do Morro, em 2010) (Figura 1.j). O estrato de maior variação foram os corixos, enquanto as baías temporárias apresentaram a menor variação. Em 2010, a condutividade média nos 12 pontos amostrados foi de 48,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$, maior do que em 2011, cuja média foi de 45,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Figura 1.j - Variação da condutividade (em $\mu\text{S}/\text{cm}$) nos 12 pontos (P1 a P12) e respectivos estratos (BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Crx = corixos; RPr = rios principais) amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, em out-nov. de 2010 e 2011.

f) pH

Em 2010, considerando os 12 pontos amostrados, o pH variou de 5,78 (P6, rio Paraguai) a 7,04 (P12, rio Bigueirinho), sendo o último próximo à neutralidade (Figura 1.k). A média anual foi de 6,5.

Os valores de pH referentes às amostras de água do Plano de Manejo do PNPM, realizadas em abril (cheia), junho (vazante) e setembro (seca) de 2001, restringiram-se a uma faixa de variação entre 5,48 e 7,29, resultados próximos aos determinados em 2010. Esse fato também corrobora a decisão de desconsiderar os dados registrados em 2011, e atribuí-los a um defeito de calibração do equipamento. Portanto, a Figura 1.k traz apenas os dados do primeiro ano.

Figura 1.k - Variação do pH nos 12 pontos (P1 a P12) e respectivos estratos (BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Crx = corixos; RPr = rios principais) amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, em out-nov. de 2010. Dados de 2011 foram desconsiderados por defeito do equipamento.

g) Oxigênio dissolvido e saturação de oxigênio

O oxigênio dissolvido variou de 3,48 (P1, corixo Boca do Ricardo, às 7 h 15 min, em 2010) a 8,85 mg/L (P9, rio Caracarazinho do Morro, às 8 h 10 min, em 2010) (Figura 1.l). A saturação de oxigênio, por sua vez, variou de 45,5 (P1, corixo Boca do Ricardo, às 7 h 15 min, em 2010) a 113,6% (P9, rio Caracarazinho do Morro, às 8 h 10 min, em 2010) (Figura 1.m), sendo esta variável altamente correlacionada ($r = 0.99$) com a quantidade de oxigênio dissolvido.

A “dequada”, fenômeno natural de alteração das características físicas e químicas da água durante a fase de enchente, provavelmente não teve influência sobre os resultados obtidos de OD e saturação, uma vez que as amostragens de água se deram no período seco, após a ocorrência da “dequada” nos anos de 2010 e 2011. Esse argumento pode ser corroborado pelas médias anuais de oxigênio dissolvido (6,53 mg/L em 2010 e 6,43 mg/L em 2011) e saturação (85,7% em 2010 e 84,3% em 2011) nos 12 pontos de amostragem.

Figura 1.l - Variação do oxigênio dissolvido (em mg/L) nos 12 pontos (P1 a P12) e respectivos estratos (BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Crx = corixos; RPr = rios principais) amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, em out-nov. de 2010 e 2011.

Figura 1.m - Variação da saturação de oxigênio (em %) nos 12 pontos (P1 a P12) e respectivos estratos (BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Crx = corixos; RPr = rios principais) amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, em out-nov. de 2010 e 2011.

Em relação aos estratos, o padrão dos gráficos foi semelhante tanto para o oxigênio dissolvido quanto para a saturação, fato esperado em virtude da alta correlação entre essas variáveis. Os corixos apresentaram a maior variação que pode ser explicada pelos baixos valores de oxigênio dissolvido e de saturação encontrados no P1 nos dois anos consecutivos.

h) Potencial de oxidorredução

Nesse trabalho, o potencial redox variou de 102 (P1, corixo Boca do Ricardo, em 2011) a 345 mV (P6, rio Paraguai, em 2010) (Figura 1.n). A média da variável nos 12 pontos amostrados foi de 283,2 mV em 2010, e 245,6 mV em 2011.

Entre os estratos, os corixos apresentaram a menor média (249,5 mV) e os rios principais a maior (293,75 mV). As baías apresentaram médias intermediárias considerando os dois anos de amostragem: as temporárias com 256,5 mV e as permanentes com 272,5 mV.

Figura 1.n - Variação do potencial de oxidorredução (em mV) nos 12 pontos (P1 a P12) e respectivos estratos (BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Crx = corixos; RPr = rios principais) amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, em out-nov. de 2010 e 2011.

i) Sólidos totais dissolvidos

A variação dos sólidos totais dissolvidos (Figura 1.o) foi de 0,022 (P2 e P4, corixo do Morro do Caracará e rio Cuiabá, respectivamente, ambos em 2010) a 0,039 g/L (P10, baía do Caracazinho do Morro, em 2010). No entanto, as médias anuais dessa variável foram próximas: 0,032 em 2010 e 0,030 em 2011.

Em relação às médias dos estratos, a menor foi observada nas baías permanentes (0,027 g/L) e a maior nas baías temporárias (0,034 g/L), considerando os dois anos e os 12 pontos de amostragem. A média dos rios principais foi de 0,029 g/L e a dos corixos de 0,031 g/L.

Figura 1.o - Variação de sólidos totais dissolvidos (em g/L) nos 12 pontos (P1 a P12) e respectivos estratos (BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Crx = corixos; RPr = rios principais) amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, em out-nov. de 2010 e 2011.

j) Correlação entre as variáveis aferidas

Em inspeção visual da Figura 1.p, confirmada pelos valores dos coeficientes lineares da correlação de Pearson (Tabela 1.2), as variáveis altamente correlacionadas ($r = 0.99$; $p < 0.05$) foram: oxigênio dissolvido com saturação de oxigênio e condutividade elétrica com sólidos totais dissolvidos. Optou-se por manter a primeira variável de cada relação, pelo fato de serem mais frequentemente discutidas na literatura sobre comunidades aquáticas (ESTEVES, 1998). Um padrão de correlação não tão forte, porém significativa, pôde ser observado entre as temperaturas do ar e da água ($r = 0.59$; $p < 0.05$) e entre transparência e condutividade ($r = 0.57$; $p < 0.05$); entretanto, ambas foram mantidas. O mesmo raciocínio foi adotado para as demais correlações significativas entre variáveis (verificar Tabela 1.2).

Figura 1.p – Gráficos de dispersão dos fatores abióticos amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, nos meses de outubro e novembro de 2010 e 2011. TAR = temperatura do ar; TAG = temperatura da água; TRP = transparência; PRF = profundidade; CDT = condutividade elétrica; OD = oxigênio dissolvido; SAT = saturação de oxigênio; RED = potencial redox; TDS = sólidos totais dissolvidos.

Foi suposto que a exclusão da variável pH dos gráficos e dos testes estatísticos, em função dos erros de calibração do eletrodo em 2011, não interferiu nos resultados, pois os valores registrados em 2010 foram bastante homogêneos em todos os pontos amostrados.

Tabela 1.2 - Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre os fatores abióticos considerados. Os valores sublinhados indicam correlação significativa ($p < 0.05$) em 24 observações (12 pontos de amostragem em dois anos consecutivos, 2010 e 2011).

	TAR	TAG	TRP	PRF	CDT	OD	SAT	RED	TDS
TAR	1.00								
TAG	<u>0.59</u>	1.00							
TRP	-0.32	<u>-0.43</u>	1.00						
PRF	0.10	-0.01	0.37	1.00					
CDT	<u>-0.41</u>	<u>-0.58</u>	<u>0.57</u>	0.09	1.00				
OD	<u>0.47</u>	0.29	-0.09	0.13	-0.30	1.00			
SAT	<u>0.51</u>	0.39	-0.13	0.13	-0.36	<u>0.99</u>	1.00		
RED	0.20	0.21	-0.21	0.25	-0.17	0.30	0.31	1.00	
TDS	<u>-0.42</u>	<u>-0.62</u>	<u>0.59</u>	0.10	<u>0.99</u>	-0.24	-0.31	-0.14	1.00

k) Análise de Componentes Principais, ANOSIM e teste de Mantel

Os dois primeiros eixos da análise de componentes principais explicaram 61,04% da variação encontrada nos fatores abióticos: 39,85% corresponde ao eixo 1 e 21,19% ao eixo 2 (Figura 1.q). As temperaturas do ar e da água, oxigênio dissolvido e potencial redox estão negativamente associadas ao eixo 1, enquanto condutividade e transparência tem uma correlação positiva. A profundidade aparece relacionada especificamente ao eixo 2. A temperatura da água foi a única variável correlacionada positivamente com este eixo (Tabela 1.3).

Não foram observados agrupamentos relacionados ao tipo de estrato, o que foi confirmado pelo resultado não significativo da ANOSIM ($R = 0,02$, $p = 0,338$). Isso implica que não houve diferença significativa entre os quatro estratos ambientais amostrados que possa ser explicada pelos fatores abióticos analisados.

Figura 1.q – Diagrama de ordenação da análise de componentes principais (PCA) dos fatores abióticos frente aos estratos ambientais amostrados na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, na estação seca, nos meses de outubro e novembro de 2010 e 2011. C = corixos; R = rios principais; BT = baías temporárias; BP = baías permanentes.

Tabela 1.3 – Escores dos factor loading das variáveis obtidas pela Análise de Componentes Principais (PCA). O sinal (-) indica correlação negativa com o respectivo eixo.

Variáveis	Componente 1	Componente 2
Temperatura do ar	-0.761	-0.201
Temperatura da água	-0.810	0.043
Transparência	0.665	-0.525
Profundidade	0.042	-0.841
Condutividade	0.786	-0.224
Oxigênio dissolvido	-0.562	-0.441
Potencial redox	-0.421	-0.462

Os pontos de amostragem mais próximos entre si foram o P11 e o P12 (1.270 m) e os mais distantes o P4 e o P11 (19.770 m). Esses valores foram utilizados no teste de Mantel (Tabela 1.4). A distância espacial entre os estratos também não influenciou significativamente as características abióticas ($r_{\text{Mantel}} = -0,07$, $p = 0,768$).

Tabela 1.4 – Distância (m) entre os pontos de amostragem em metros selecionados (P1 a P12) na porção sul do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12
P1	0											
P2	4240	0										
P3	3310	5030	0									
P4	4200	6500	1520	0								
P5	6650	7150	3540	3360	0							
P6	8370	5300	10220	11780	12420	0						
P7	7820	3990	9080	10600	10800	2210	0					
P8	5540	1400	6400	7990	8090	4330	2680	0				
P9	12270	8130	12480	13860	12770	6890	5340	6800	0			
P10	13110	8770	13100	14510	13380	7320	5870	5850	740	0		
P11	18580	14380	18430	19770	18140	12590	11410	13080	6260	5650	0	
P12	18130	13890	17730	19090	17290	12670	11240	12600	5960	5420	1270	0

1.4. DISCUSSÃO

1.4.1. Caracterização dos ambientes amostrados no PNPM

Os ambientes que ocorrem no PNPM são representativos da complexidade da drenagem da planície pantaneira. A ecologia de um rio é condicionada principalmente por seu regime de seca e cheia, sendo que os organismos do sistema estão altamente adaptados a esses eventos que se repetem sazonalmente. Uma série de corpos d'água pode ser identificada na planície de inundação: a) o canal principal e os canais secundários (*eupotamon*); b) “braços mortos” com uma única conexão com o canal principal ou secundário do rio (*parapotamon*); c) segmentos entrelaçados com o rio que podem se apresentar desconectados (*plesiopotamon*) e d) os meandros abandonados, desconectados do rio, situados em locais mais distantes do corpo d'água principal (*paleopotamon*) (WARD & STANFORD, 1995). As classes *parapotamon* e *plesiopotamon* são diretamente influenciadas pelo canal principal, enquanto o *paleopotamon* não apresenta influência direta (HAMERLÍK, 2007).

A distinção generalizada feita com base na morfologia entre *rhithron* e os tipos de *potamon* se estende para as comunidades aquáticas (WELCOMME, 1983, 2000) e foi considerada no presente trabalho como fundamentação teórica para a delimitação dos estratos ambientais.

A inundação das margens dos rios também é responsável pela redistribuição e dispersão de peixes jovens e adultos, assim como de ovos e larvas, ao longo da planície de inundação e de volta ao canal principal do rio (RODRÍGUEZ & LEWIS JR., 1997). Os rios principais que desenham os limites do PNPM são o Cuiabá (chamado em algumas localidades de rio São Lourenço) e o Paraguai. Juntos formam um dos quatro estratos ambientais delimitados neste trabalho (estrato A – rios principais).

Durante a seca, a água restringe-se aos rios perenes de leitos definidos, às lagoas próximas a esses rios e a alguns banhados em áreas mais rebaixadas da planície. No período das cheias, que tem início no verão, as depressões são inundadas, formando extensos lagos (baías), por um período aproximado de seis meses, com presença marcante de macrófitas. Esse fenômeno não é uniforme, com diferenciações expressivas nas sub-regiões pantaneiras, e ainda é sujeito a ciclos de seca que podem durar até uma década (IBAMA, 2003). No PNPM, que concentra as mais baixas áreas da planície do Pantanal mato-grossense dentro de seus limites, a ocorrência dessas extensas baías é permanente, e não sazonal como nos outros subsistemas do Pantanal, caracterizando um dos estratos amostrados no presente trabalho (estrato B – baías permanentes).

A alta complexidade estrutural é um fator marcante das planícies de inundação, em virtude das modificações sazonais drásticas a que são submetidas periodicamente. Associadas ao regime hidrológico, as inundações naturalmente provocam a expansão, contração e fragmentação dos ecossistemas aquáticos, que formam um mosaico paisagístico com diferentes características funcionais. As inundações, portanto, interferem diretamente no grau de conectividade entre as partes do sistema (FANTIN-CRUZ *et al.*, 2010). Quando as lagoas formadas pelas margens inundáveis perdem sua conexão com o rio principal, constituem então as baías temporárias ou intermitentes, mais um dos estratos caracterizados neste estudo (estrato C – baías temporárias).

Durante a seca, por exemplo, os invertebrados aquáticos e peixes se restringem aos corpos de água permanentes. Por isso, rios e lagos exercem um papel importante para a sobrevivência da biota aquática através da recolonização. A conectividade, sua extensão espacial e temporal entre as baías e entre baías e rios, é de alta importância para biodiversidade taxonômica e funcional, bem como biomassa dessas comunidades aquáticas. Para alvos de conservação, isso significa que a dinâmica natural de abrir e fechar canais de conexão através do ciclo hidrológico tem de ser mantida (OLIVEIRA *et al.*, 2002 *apud* IBAMA, 2003). Os corixos, embora apresentem características lóticis e percorram canais definidos ao longo da planície de inundação, diferem dos rios por não possuírem nascentes e desembocaduras (fz). Eles integram o quarto e último estrato deste trabalho (estrato D – corixos).

Retornando às características dos diferentes tipos de *potamon*, é possível distinguir claramente os rios principais (*eupotamon*) dos demais estratos. Por sua vez, os corixos e baías (permanentes e temporárias) amostrados neste trabalho podem ser enquadrados nas classes *parapotamon* e *plesiopotamon*, uma vez que apresentam influência direta dos canais principais. Portanto, o único tipo não amostrado de *potamon* foi o *paleopotamon*. As relações entre as diferentes classes de *potamon* e a estrutura da ictiofauna serão discutidas mais profundamente no Capítulo II.

1.4.2. Fatores abióticos

A baixa declividade do relevo do Pantanal, associada às chuvas periódicas na bacia do Alto Paraguai e à predominância de formações litológicas sedimentares recentes, com solo hidromórfico, dificultam o escoamento das águas, causando inundações periódicas anuais que determinam variações entre os anos. Essa característica proporciona alternâncias de períodos plurianuais mais secos com outros de cheias mais pronunciadas (FANTIN-CRUZ *et al.*, 2010). O nível médio das águas medido nas quatro estações próximas ao PNPM (Figura 1.e) esboçou essas variações num período relativamente curto de tempo (2008-2011).

A baixa declividade da planície, que apresenta desníveis topográficos variando entre 30 e 50 cm/km no sentido leste-oeste e 3 a 15 cm/km no sentido norte-sul, faz com que a inundação não ocorra de maneira simultânea em todo o Pantanal, provocando diferenças de até quatro meses entre o pico da cheia no norte e o pico da cheia no sul. Esse atraso é explicado pelas chuvas que ocorrem nas cabeceiras do rio Paraguai, principal responsável pela drenagem da planície pantaneira, cujas águas escorrem lentamente no sentido norte-sul (FERNANDES *et al.*, 2010). Em seu trabalho, Padovani (2010) descreve em detalhes as quatro fases mais importantes que explicam a variabilidade intra-anual das inundações no Pantanal.

Ao se analisar o ciclo hidrológico do PNPM, pode-se detectar esse atraso em relação a outras áreas do Pantanal. Além disso, o PNPM está localizado na planície de terras mais baixas de todo sistema pantaneiro, o que explica os períodos prolongados de cheia de até oito meses, frequentemente registrados no Parque (IBAMA, 2003). Observando-se o padrão geral de distribuição espacial das classes de frequência de inundações, nota-se que a região próxima à depressão do eixo do rio Paraguai a oeste do Pantanal, onde o PNPM está situado, concentra-se a maior parte das áreas que permaneceram ou completamente inundadas ou com as mais altas frequências de inundação em dez anos de acompanhamento (2000 a 2009) (PADOVANI, 2010).

A biogeoquímica dos rios da bacia do alto Paraguai, em seus trechos planos, é influenciada pela interação terra-água, no contato com a planície. Isto resulta em retenção de sedimentos e material orgânico particulado, processos de transformação e incorporação de nutrientes (produção) e de decomposição (com consumo de oxigênio dissolvido e liberação de CO₂). Durante as enchentes, ocorre o fenômeno conhecido regionalmente como “dequada” (CALHEIROS & FERREIRA, 1997); no PNPM, ocorre geralmente entre os meses de abril e junho (IBAMA, 2003).

Este fenômeno está associado aos processos de decomposição da biomassa vegetal submersa no início da enchente, o que provoca variações muito grandes e rápidas em parâmetros como condutividade, alcalinidade e especialmente nas concentrações dos gases respiratórios. São gerados, então, ambientes anóxicos e com elevados teores de gás carbônico (podendo atingir valores maiores do que 100 mg/l de CO₂ livre), letais para praticamente todas as espécies de peixes. De acordo com sua magnitude, pode causar mortandade natural de peixes da ordem de milhares de toneladas em todo o Pantanal (CALHEIROS & FERREIRA, 1997).

Tal fenômeno, sem comparação com outras áreas úmidas do planeta, pela sua intensidade e extensão, pode ser considerado um fator regulador natural da estrutura e dinâmica das diversas comunidades bióticas (HAMILTON *et al.*, 1996; CALHEIROS & FERREIRA, 1997). No entanto, como este trabalho foi realizado no período da seca (final de outubro e início de novembro), aparentemente os valores das variáveis abióticas aferidas não tiveram influência da “dequada”.

Em 2001, a equipe técnica responsável pelas coletas de ictiofauna para compor o diagnóstico do Plano de Manejo do PNPM, amostrou algumas variáveis físicas e químicas da água em 14 pontos, localizados dentro e fora do Parque. Desses, de acordo com as coordenadas geográficas disponíveis e com a descrição dos ambientes, quatro pontos são praticamente coincidentes e dois bastante próximos aos amostrados no presente trabalho. Tais localidades são descritas no Quadro 1.2.

Quadro 1.2 - Breve descrição dos pontos amostrados para coleta das variáveis físicas e químicas da água no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense durante o Plano de Manejo. Fonte: IBAMA, 2003.

Código	Descrição sucinta	Coordenadas geográficas	Observações
BBC	Baía do Burro, centro- baía aberta, rasa (1 a 2,0 m), região pelágica sem camalotes, comunicação com o rio Cuiabá.	17° 49' 70" S; 57° 23' 54" W	Próximo ao P3.
B3BC	Baía Três Bocas, centro – prof. 4,2 a 5,5 m, com comunicação com o rio Paraguai.	17° 51' 30" S; 57° 28' 45" W	Próximo ao P7.
BCC	Baía do Caracará, centro	17° 53' 02" S; 57° 27' 59" W	Próximo ao P6, mas seria P8 pela descrição.
BZC	Baía Zé Dias, centro – sem macrófitas, prof. média de 1,0 m.	17° 52' 11" S; 57° 30' 93" W	Sem ponto equivalente; fora do Parque.
RAME	Rio Alegre, margem esquerda – 2,0 a 4,0 m de prof., com macrófitas/batume.	Não informadas	Sem ponto equivalente.
RPGA-1	Rio Paraguai em frente à lagoa Gaíva, meio – sem bancos de macrófitas, prof. 0,8 a 3,0 m.	17° 43' 47" S; 57° 40' 48" W	Sem ponto equivalente.
RPGA-2	Rio Paraguai em frente à lagoa Gaíva, margem direita, prof. até 1 m.	Não informadas	Sem ponto equivalente.
RPMC-1	Rio Paraguai a montante da foz do rio Cuiabá, margem direita - represado pelo Cuiabá, fluxo menor que abaixo do Cuiabá, prof. 1,8 a 2,7 m.	17° 53' 57" S; 57° 28' 12" W	Sem ponto equivalente, se aproxima do P6 pelo mapa.
RPMC-2	Rio Paraguai a montante da foz do rio Cuiabá, meio - prof. 9,0 a 10,0 m.	17° 53' 89" S; 57° 27' 83" W	Sem ponto equivalente, se aproxima do P6 pelo mapa.
RPJC-1	Rio Paraguai a jusante da foz do rio Cuiabá, margem direita – prof. 4,7 a 8,0 m.	17° 54' 22" S; 57° 27' 71" W	Sem ponto equivalente; fora do Parque.
RPJC-2	Rio Paraguai a jusante da foz do rio Cuiabá, centro – prof. 10,0 a 11,5 m.	Não informadas	Sem ponto equivalente; fora do Parque.
RPJC-3	Rio Paraguai a jusante da foz do rio Cuiabá, margem esquerda – prof. 1,0 a 3,0 m.	17° 54' 15" S; 57° 27' 82" W	Sem ponto equivalente; fora do Parque.
RCC	Rio Cuiabá, abaixo da baía do burro, centro, prof. 10,0 m	17° 50' 47" S; 57° 24' 10" W	Próximo ao P4.
CZTM	Córrego Zé Dias, trecho médio, leito com rochas calcáreas, pouca areia, prof. média de 0,18 m, larg. 3,2 m, fluxo de 0,25 m/s.	17° 52' 33" S; 57° 31' 55" W	Sem ponto equivalente; fora do Parque.

Naquele momento, as variáveis físicas e químicas da água aferidas nas fases de cheia e seca do ano de 2001 foram: profundidade, temperatura da água, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, alcalinidade, dióxido de carbono livre e clorofila. Com exceção das

três últimas, as demais variáveis foram amostradas neste trabalho. O Quadro 1.3 compara os valores obtidos nas duas ocasiões apenas para o período seco.

Quadro 1.3 - Comparação das variáveis físicas e químicas da água obtidas neste trabalho com as medidas no Plano de Manejo do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense. (*) Valores desconsiderados por erro de calibração do eletrodo.

Ponto	Data	T. água (°C)	Prof.(m)	Cond.(μS/cm)	OD (mg/L)	Sat.(%)	pH
P3	25/10/2010	28,81	0,85	42	5,18	67,6	6,5
	29/10/2011	29,11	0,70	41	6,81	89,3	*
BBC	01/09/2001	25,9	1,00	44,4	7,14	88	6,44
P4	25/10/2010	30	3,20	34	7,04	93,6	6,14
	29/10/2011	30,31	7,60	38	7,65	102	*
RCC	01/09/2001	28,7	6,00	33,1	7,02	87	6,44
P6	26/10/2010	28,31	7,20	55	6,5	87	5,78
	27/10/2011	28,47	8,50	50	6,47	84,1	*
BCC	01/09/2001	26,7	2,00	56,5	6,91	86,5	7,3
P7	26/10/2010	28,27	7,80	53	6,59	85,4	6,7
	27/10/2011	28,6	9,50	48	6	78,1	*
B3BC	01/09/2001	30,3	8,70	59,9	6,47	85,1	6,81

Para caracterização limnológica dos ambientes amostrados, a equipe de 2001 utilizou as médias das estações amostradas para um mesmo ambiente (rios, baías, corixos), pois as variações observadas entre estações foram muito pequenas. Temperatura da água, pH, condutividade, oxigênio dissolvido e saturação apresentaram valores próximos aos obtidos neste trabalho. No entanto, os valores de profundidade do rio Paraguai (P6) em 2001 e em 2010/2011 apresentaram diferença de pelo menos 5,2 m. Essa diferença, porém, pode ser atribuída às variações interanuais dos ciclos de seca e cheia no Pantanal que, em última instância, são comandados pelo nível das águas no rio Paraguai (PADOVANI, 2010).

A análise feita pela equipe técnica do Plano de Manejo considerou que as condições físicas e químicas da água foram bastante diversas nos períodos amostrados. Em abril de 2001, quando o sistema se encontrava em fase avançada de enchente, a quase totalidade da área estava sofrendo de “dequada”, quando as águas se caracterizaram por baixos teores de oxigênio e altas temperaturas, entre 28,7 e 30,5°C. Os teores de oxigênio variaram de 0,15 a 3,34 mg/L e porcentagem de saturação de 1,6 a 44,5%. Exceções foram as águas do rio São Lourenço RSME-1, Paraguai, RPCM-1 e a baía Zé Dias, BZDVA-1. Em junho, a região estava sofrendo os efeitos de uma frente fria, provinda do Sul, com temperaturas da água variando entre 18,4 e 21,8°C. A quase totalidade da área já se encontrava recuperada da “dequada”, com exceção do rio Caracará do Burro, RCVA-1, onde o teor de oxigênio dissolvido foi de 1,76 mg/L e 18,6% de saturação. Em setembro, no período da seca, a temperatura da água foi inferior à de abril, variando entre 23,7 e 29,0 °C.

Os teores de oxigênio dissolvido puderam ser considerados normais para a região, variando entre 5,67 e 7,19 mg/L (IBAMA, 2003). Tais variações sazonais não foram detectadas no presente trabalho, uma vez que as amostragens foram realizadas exclusivamente no período seco e sem influência da “dequada”.

Em ambientes aquáticos continentais, a variação do pH fica em torno da faixa de neutralidade, com valores entre 6 e 8. Segundo Hardoim & Heckman (1996), a condutividade elétrica, em conjunto com o pH, fornece muita informação acerca da estrutura e do funcionamento de um ecossistema aquático. Através dela, pode-se inferir a magnitude da concentração iônica, especialmente dos macronutrientes com ela relacionados - cálcio, magnésio, potássio, sódio, carbonatos, cloretos e sulfatos. A altas diversidades de espécies correspondem, geralmente, baixas condutividades e vice-versa. Essa relação parece ser positiva para os dados coletados no PNPM, inclusive no presente trabalho.

O rio Paraguai, na região de Cáceres, tem condutividade média entre 35 e 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (EMBRAPA, 2001). Em frente à lagoa Gaíva de 60 a 70 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Na planície, o Cuiabá recebe os rios São Lourenço e o Piquiri, de águas com baixas concentrações iônicas (máximo de 38 $\mu\text{S}/\text{cm}$) que, provavelmente, dilui suas águas e, a jusante da baía do Burro, a condutividade é, de no máximo, 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (IBAMA, 2003). Todos os valores de condutividade elétrica obtidos nesse trabalho estão compreendidos entre 34 e 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$, faixa praticamente idêntica ao do rio Paraguai na região de Cáceres.

As inundações no PNPM devem ocorrer, inicialmente, por águas do rio Cuiabá (fevereiro e março) e depois, entre abril e maio, por águas do rio Paraguai. Por esse motivo, as águas analisadas dentro da área do PNPM parecem ter suas origens, principalmente, no rio Paraguai, com menor influência do rio Cuiabá. Uma possível explicação seria a diminuição, nos últimos anos, do nível do rio Cuiabá, devido a fatores climáticos ou ao fechamento do reservatório no rio Manso, conforme demonstrado por Zeilhofer & Moura (2009). Porém, seriam necessárias amostragens nos meses de fevereiro e março, quando o rio Cuiabá está em sua cheia máxima e ocorrem grandes extravasamentos em direção à área do Parque, para se analisar a real contribuição do Cuiabá para as inundações na UC.

A profundidade é frequentemente citada como um dos fatores mais importantes na estruturação das comunidades aquáticas (BONETTO *et al.*, 1969, MUNIZ, 2010). Em sua maioria, lagos, baías e corixos da planície pantaneira apresentam pequena profundidade (raramente ultrapassam 2 m), em função de sua gênese geológica. Isso torna esses corpos d'água mais suscetíveis às alterações de temperatura, oxigênio dissolvido, matéria orgânica, pH e salinidade, principalmente durante o período de vazante/seca, interagindo de forma direta na comunidade aquática local (MUNIZ, 2010).

Os ambientes amostrados na área do PNPM podem ser divididos em lóticos (rios Paraguai e Cuiabá e corixos) e lênticos (baías temporárias e permanentes). Ambientes

lóticos, em geral, apresentam profundidades médias maiores que os ambientes lênticos (ESTEVES, 1998), característica também observada neste trabalho. A profundidade média dos ambientes lóticos foi de 3,71 m, enquanto que a média dos lênticos pouco ultrapassou os 2,00 m (2,02). Entretanto, a maior profundidade foi registrada na baía Três Bocas, em 2011, quando atingiu 9,50 m no centro.

Ao avaliar o papel do pulso de inundação sobre a riqueza e biodiversidade de peixes no sistema de baías Caiçara, ao norte do Pantanal Mato-grossense, a partir de fatores abióticos aferidos entre set/2005 e set/2007, Muniz (2010) observou a diferenciação de três grupos bem distintos em relação à sazonalidade: o primeiro composto pelos períodos intermediários de transição (enchente/vazante), o segundo constituído pela cheia e o terceiro pela seca. Neste trabalho, por outro lado, os efeitos da variação sazonal foram isolados, partindo do princípio que as coletas foram realizadas somente no período de seca de 2010 e 2011.

É recorrente na literatura que a severa sazonalidade no Pantanal, representada pela alternância dos períodos de cheia e seca, é a característica ambiental mais importante para as suas comunidades biológicas. A formação dos diferentes ambientes só é possível graças a essa característica que, sobretudo na seca, permite o aparecimento de corixos, vazantes e baías, elementos fundamentais para a dinâmica hidrológica do sistema. Nesta interpretação, há de se considerar que somente no período seco é possível perceber essa heterogeneidade de estratos, já que nos demais períodos, as inundações prolongadas provocam a homogeneização dos ambientes.

A questão central por hora investigada é se fatores abióticos, ao serem considerados isoladamente, são capazes de explicar a diferenciação de estratos ambientais, da maneira como foram caracterizados ao longo desse capítulo. Isso porque variáveis como profundidade, transparência e distância estão geralmente associadas à estratificação de ambientes (RODRIGUEZ & LEWIS, 1997; FERNANDES *et al.*, 2010). No entanto, levando-se em conta os fatores abióticos estudados, a resposta encontrada no presente trabalho foi negativa para os testes realizados.

Proporcionalmente à duração de um único ciclo hidrológico, ao menos para a realidade do PNPM, os períodos de seca são bem menos pronunciados que os de cheia, fato que ajuda a explicar a não significância dos testes. Expresso de outra forma, a fase seca não é longa o suficiente para conferir heterogeneidade aos ambientes, a partir da abordagem dos fatores abióticos analisados. Isso indica a importância de se considerar os parâmetros advindos das comunidades biológicas nesses testes, a fim de se entender a estratificação dos elementos hídricos encontrados na planície pantaneira.

1.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em sistemas inundáveis como o Pantanal, o pulso de inundação parece ser o processo ecológico mais importante para a manutenção da biodiversidade. Características geológicas, geomorfológicas e climáticas, em conjunto com as variações hidrológicas sazonais, formam planícies distintas quanto à duração e altura das inundações, resultando em um mosaico de habitats, que confere alimento e abrigo permanentes para diferentes grupos taxonômicos. Esses habitats podem ser analisados como estratos ambientais distintos, até mesmo com funções ecológicas diferenciadas no ciclo de vida das espécies.

Entretanto, em um cenário de alteração hidrológica provocada por mudanças climáticas (macrocenário a longo prazo) ou mesmo pela construção de mais usinas hidrelétricas (microcenário, a curto e médio prazos), em caso de aumento de inundação, podem-se prever alterações irreversíveis no ciclo hidrológico (alternância de cheias/secas), que é o principal mantenedor do sistema pantaneiro. As prováveis consequências passam pela simplificação da estrutura e do funcionamento do bioma, com perdas irreparáveis em termos de diversidade de ecossistemas e de espécies.

Esse estado de preocupação se agrava diante do seguinte dado: apenas 2,5% da área total da bacia do Alto Paraguai está oficialmente protegida sob a forma de Unidades de Conservação federais, estaduais e reservas privadas (ICMBio, 2012), quando o recomendado pela IUCN são índices de, pelo menos, 10% de áreas protegidas por bioma/ecossistema, a fim de se manter representatividade e integridade ambiental. Assim, o PNPM e as demais unidades de conservação instituídas nesse bioma, assumem grande importância na conservação de amostras significativas da biodiversidade e dos recursos naturais do Pantanal.

Caracterizar os ambientes do PNPM e entender como os fatores abióticos atuam em sua constituição são informações valiosas para a compreensão do funcionamento de suas comunidades biológicas e para futuras ações de monitoramento. Não havendo diferença entre os estratos (na escala estudada) e não sendo a distância espacial um fator determinante, a logística de monitoramento das variáveis abióticas pode ser otimizada e seus custos minimizados. Porém, a possibilidade de simplificar o monitoramento não implica em simplicidade biológica.

A manutenção da integridade biótica de ecossistemas complexos, como o Pantanal, requer um conhecimento aprofundado de sua estrutura e funcionamento, aliado a políticas públicas eficazes de proteção da biodiversidade regional. Os resultados obtidos, que se referem especificamente ao período seco, podem direcionar ações de gestão e monitoramento dessa integridade nos ambientes aquáticos do PNPM.

1.6. REFERÊNCIAS

ALHO, C.J.R. Biodiversity of the Pantanal: response to seasonal flooding regime and to environmental degradation. **Braz. J. Biol.**, v.68, n.4, (Supl.), p.957-966, 2008.

ALMEIDA, T.I.R. “Salinas” e “baías” do Pantanal: enigma biogeoquímico parcialmente resolvido. **Ciência Hoje**, v. 47, p. 28-33. Edição de janeiro/fevereiro de 2011.

AMOROS, C.; ROUX, A.L. Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. **Münstersche Geographische Arbeiten**, v.29, p.125-130, 1988.

ANA - Agência Nacional de Águas. Sistema de Informações Hidrológicas – HidroWeb. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/>>. Acesso em: 19 jun. 2012.

ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica. **Banco de Informações de Geração** – BID. 2008. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/area.cfm?idArea=15>>. Acesso em: 15 dez. 2008.

BEGON, M.; HARPER, J.L.; TOWNSEND, C.R. **Ecology**: individuals, populations and communities. Oxford: Blackwell Science, 1996. 1068 p.

BIGGS J.; WILLIAMS P.; WHITFIELD M.; NICOLET P.; WEATHERBY, A. 15 anos de avaliação de lagoas na Grã-Bretanha: resultados e lições aprendidas com o trabalho de conservação da lagoa. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems** 15: 693-714, 2005.

BONETTO, A.A.; CORDIVIOLA, DE YUAN, E.; PIGNALBIERI, C.; OLIVEROS, O. Ciclos hidrológicos del río Paraná y las poblaciones de peces contenidas em las cuencas temporarias de su Valle de inundación. **Physis**, v.29, n.78, p.213-23, 1969.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Pesca: uma atividade estratégica para a conservação do Pantanal**. Documento técnico. Equipe de Recursos Pesqueiros da Embrapa Pantanal. Corimbá, MS, 14 de março de 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Plano de manejo do Parque Nacional do Pantanal Matogrossense**, Brasília/DF, 2003. 504 p. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/parna_matogrossense.pdf>. Acesso em: 02 jun. 2012.

CALHEIROS, D.F.; FERREIRA, C.J. **Alterações limnológicas no rio Paraguai “Dequada” e o fenômeno natural de mortandade de peixes no Pantanal Mato-Grossense-MS**. Corumbá: Embrapa-CPAP, 1997. 48p.

CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. **Migratory fishes of South America**: biology, fisheries and conservation status. Victoria: WFT/IDRC/IBRD, 2003. 380p.

CARVALHO, N.O. Hidrologia da Bacia do Alto Paraguai. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO ECONÔMICOS DO PANTANAL. 1., 1984, Corumbá. **Anais...** Brasília: EMBRAPA-DDT, 1986. p.43-49.

CATELLA, A.C.; PETRERE JR, M. Feeding patterns of the fish community of Baía da Onça, a floodplain of the Aquidauana River, Pantanal, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, v.3, p.229-237, 1996.

CASTAGNOLLI, N. **Piscicultura de água doce**. Jaboticabal: FUNEP, 1992. 184p.

CLARKE, K.R. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v.18, p.117-143, 1993.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Respostas Ecológicas de longo prazo das enchentes no Pantanal. **Relatório...** CNPq/Projeto PELD PANTANAL, 2001.

ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.

FANTIN-CRUZ, I.; GIRARD, P.; ZEILHOFER, P.; COLLISCHONN, W. Dinâmica de inundação. In: FERNANDES, I.M.; SIGNOR, C.A.; PENHA, J. (Org.) **Biodiversidade no Pantanal de Poconé**. Cuiabá: Centro de Pesquisa do Pantanal, 2010. p.25-35.

FERNANDES, I.M.; MACHADO, F.A.; SIGNOR, C.A.; PENHA, J. Spatial pattern of a fish assemblage in a seasonal tropical wetland: effects of hábitat, herbaceous plant biomass, water depth, and distance from species sources. **Neotropical Ichthyology**, 8(2):289-298, 2010.

FERNANDES, I.M.; SIGNOR, C.A.; PENHA, J. (Org.) **Biodiversidade no Pantanal de Poconé**. Cuiabá: Centro de Pesquisa do Pantanal, 2010. 196p.

FERRAZ DE LIMA, J.A. A pesca no Pantanal de Mato Grosso (Rio Cuiabá: importância dos peixes migradores). **Acta Amazônica**, v.16/17, p.87-94, 1986/87.

FERRAZ DE LIMA, J.A. In: CLAUDINO SALES, V. **Ecosistemas brasileiros: manejo e conservação**. Fortaleza: CE, Expressão Gráfica e Editora, 2003. p.189-199.

FIORUCCI, A.R.; BENEDETTI FILHO, E. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Química Nova na Escola**, n. 22, p. 10-16, 2005.

HAMERLÍK, L. Classification of Water Bodies of the Lower Hron River Based on Chironomid Assemblages (Diptera: Chironomidae). **Acta Universitatis Carolinae Environmentalica**. v. 21, p. 73–81, 2007.

HAMILTON, S.K.; SIPPEL, S.J.; MELACK, J.M. Inundation *Patterns* in the Pantanal Wetland of South America determined from passive microwave remote sensing. **Arch. Hydrobiol.**, v.137, n.1, p.1-23, 1996.

HARDOIM, E.L.; HECKMAN, C.W. The seasonal succession of biotic communities in wetlands of tropical wet-and-dry climatic zone: IV. The free-living Sarcodines and Ciliates of the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Int. Revue ges. Hydrobiol.**, v.81, n.3, p.367-384, 1996.

IBGE – FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. 92p.

ICMBio - INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Página oficial. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br>>. Acesso em: 02 jun. 2012.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Atlas de Conservação da Natureza Brasileira**: Unidades Federais. São Paulo: Metalivros, 2004. 335p.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. New York: Elsevier, 1998. 853p.

MAGNUSON, J.J.; CROWDER, L.B.; MEDVICK, P.A. Temperature as an ecological resource. **Am. Zool.**, v.19, p.331-343, 1979.

MARINHA DO BRASIL. **Serviço de Sinalização Náutica do Oeste**. Disponível em: <https://www.mar.mil.br/ssn-6/>. Acesso em: 22 jun. 2012.

MUNIZ, C.C. **Avaliação do papel do pulso de inundação sobre a riqueza e biodiversidade de peixes em ambiente inundável, no sistema de baías Caiçara, porção norte do Pantanal Matogrossense, alto Paraguai**. 82f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2010.

OLIVEIRA, E.F.; GOULART, E. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. **Acta Scientiarum**, v.22, n.2, p.445-453, 2000.

PADOVANI, C.R. **Dinâmica espaço-temporal das inundações do Pantanal**. 174f. Tese (Doutorado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

PETRY, P.; RODRIGUES, S.T.; RAMOS NETO, M.B.; MATSUMOTO, M.H.; KIMURA, G.; BECKER, M.; REBOLLEDO, P.; ARAÚJO, A.; OLIVEIRA, B.C.; SOARES, M.S.; OLIVEIRA, M.G.; GUIMARÃES, J. **Análise de risco ecológico da bacia do rio Paraguai**: Argentina, Bolívia, Brasil e Paraguai. Brasília: The Nature Conservancy; WWF-Brasil, 2012. 54p.

PINTO-SILVA, V. **Manual de análise limnológica**: métodos e técnicas. Cuiabá: UFMT, 2002. 95p.

QUEIROZ NETO, J.P. Pantanal, pantanaís: patrimônio nacional. In: RIBEIRO, W.C. (Org.) **Patrimônio ambiental brasileiro**. São Paulo: EDUSP, 2003. p.284-301.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2012. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 23 abr. 2012.

RESENDE, E.K. Manejo de recursos pesqueiros no Pantanal Matogrossense. In: AGOSTINHO, A.A.; BENEDITO-CECILIO, E. (Eds.) **Situação atual e perspectivas da Ictiologia no Brasil**. Maringá: UEM-NUPELIA-SBI, 1992. p.97-105.

RESENDE, E.K.; PALMEIRA, S.S. Estrutura e dinâmica das comunidades de peixes da planície inundável do rio Miranda, Pantanal de Mato Grosso do Sul. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL, 2. **Anais...** Corumbá: Embrapa Pantanal, 1999. p.249-282.

RESENDE, E.K.; MACHADO, F.A. Avaliação ecológica rápida no Parque Nacional do Pantanal e RPPNs do entorno: componente ictiofauna. In: **Plano de Manejo do Parque Nacional do Pantanal Matogrossense**. Relatório Técnico. Brasília: IBAMA, 2003.

RESENDE, E.K.; MARQUES, D.K.S.; FERREIRA, L.K.S.G. A successful case of biological invasion: the fish *Cichla piquiti*, an Amazonian species introduced into the Pantanal, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v.68, n.4, p.799-805, 2008.

RODRÍGUEZ, M.A.; LEWIS JR., W.M. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplains lakes of Orinoco River. **Ecological Monographs**, v.67, p.109-128, 1997.

SISTEMA NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA NATUREZA – SNUC. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000; Decreto nº4.340, de 22 de agosto de 2002**. 5ª ed. Brasília: MMA/SBF, 2004. 56p.

SWARTZ, F.A. **The Pantanal of Brazil, Paraguay and Bolivia**. Goultsboro: Hudson MacArthur Publishers, 2000. p.1-24.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p. ISBN: 978-85-86238-66-6.

WARD, J.V. & STANFORD, J.A. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. **Regulated Rivers: Research & Management**. v.11, n. 1, p.105-119, 1995.

WARD, J.V.; TOCKNER, K.; SCHIEMER, F. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. **Regulated Rivers: Research & Management**, v.15, n.1-3, p.125-139, 1999.

WELCOMME, R.L. **The fisheries ecology of floodplain fisheries**. London: Longman, 1979. 317p.

WELCOMME, R.L. 1983. River basins. **FAO Fish. Tech.Pap.**, (202):60 p.

WELCOMME, R.L. Fish biodiversity in floodplain and their associated rivers. In: GOPAL, B.; JUNK, W.; DAVIS, J.A. (Eds.) **Biodiversity in wetlands**: assessment, function and conservation. Netherlands: Backhuys publishers, 2000. p.61-87.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 1996. 662p.

ZEILHOFER, P.; MOURA, R.M. Hydrological changes in the northern Pantanal caused by the Manso dam: impact analysis and suggestions for mitigation. **Ecological Engineering**, n.35, n.1, p.105-117, 2009.

CAPÍTULO II

2. ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES NO PARQUE NACIONAL DO PANTANAL MATO-GROSSENSE, POCONÉ, MT

2.1. AS ASSEMBLEIAS DE PEIXES NO PANTANAL

No Pantanal inundações rasas e recorrentes atingem 80% de sua superfície; entretanto, áreas inundáveis podem secar completamente na estação seca, interrompendo as conexões entre habitats. Flutuações do nível da água, nutrientes e espécies constituem um sistema dinâmico, resultado do pulso de inundação que caracteriza o Pantanal e forma diferentes tipos de pantanais (JUNK *et al.*, 1995, MAMEDE & ALHO, 2006). A dinâmica hidrológica sazonal, comum nas regiões tropicais e evidenciada no Pantanal, tem influência direta sobre as comunidades de peixes, definindo variações na densidade, na diversidade e na estrutura trófica das populações que, por sua vez, refletem as alterações das condições ambientais e de recursos disponíveis durante esses períodos (MUNIZ, 2010).

As planícies inundáveis, por serem zonas de transição entre o ambiente aquático e o terrestre, apresentam índices elevados de riqueza e diversidade de espécies (JUNK *et al.*, 1995, WELCOMME, 2000). Essa conectividade imposta pelas planícies de inundação é um fator chave para se entender a estrutura das comunidades de peixes tropicais (LOWE-McCONNELL, 1999). Ciclos internos de matéria orgânica e de nutrientes inorgânicos, transportados do rio para a planície de inundação, resultam em acumulação de nutrientes nas partes mais baixas e planas, o que confere produções primárias e secundárias altas nesse sistema. Tal fato capacita a planície de inundação a funcionar em um nível trófico mais alto do que o esperado apenas pela entrada de nutrientes carregados pelos rios (JUNK, 2001). Como consequência, rios que formam grandes planícies de inundação, como o rio Paraguai no Pantanal, apresentam um potencial elevado de produção pesqueira (MUNIZ, 2010), na medida em que essas áreas de inundação constituem lares de alimentação (RESENDE & PALMEIRA, 1999), onde os peixes encontram farto alimento e abrigo.

A ictiofauna pantaneira carece de esforços de conservação em virtude de sua importância econômica e social, direta e indiretamente. Diretamente, pode-se citar a pesca de subsistência como principal fonte de alimentação das populações ribeirinhas, além da pesca profissional artesanal e esportiva que movimentam a economia da região. Os pescadores profissionais, além de ter a pesca como principal fonte de sustento, suprem com seu produto o mercado de peixes da região e prestam serviços para a pesca esportiva,

atuando como piloteiros, guias e catadores de iscas (CATELLA, 2004). Indiretamente, por se constituir num dos principais atrativos turísticos da região, gerando renda e emprego na indústria hoteleira e comercialização de insumos para a pesca (IBAMA, 2003).

Os peixes do Pantanal são representados, em sua maioria, pelas ordens Characiformes, Siluriformes, Gymnotiformes e Cyprinodontiformes (BRITSKI *et al.*, 2007). Estudos enfocando comunidades de peixes na região foram realizados por Mourão *et al.* (1988), que investigaram a influência de fatores limnológicos sobre a ictiofauna de baías e salinas do Pantanal da Nhecolândia/MS; Catella & Petrere-Jr. (1996) abordaram a estrutura da comunidade e alimentação dos peixes da Baía da Onça, uma lagoa formada pelo rio Aquidauana/MS; Resende & Palmeira (1999) estudaram a ictiofauna dos meandros abandonados e vazantes do baixo rio Miranda; Suárez (1998) e Suárez *et al.* (2001) discutiram os fatores que determinam a estrutura das comunidades de peixes nas lagoas do Pantanal da Nhecolândia/MS; Corrêa *et al.* (2009) investigaram a influência do ciclo hidrológico na dieta e estrutura trófica da ictiofauna do rio Cuiabá e da lagoa Chacororé, no Pantanal norte; Muniz (2010) avaliou o papel do pulso de inundação sobre a riqueza e diversidade de peixes no sistema de Baías Caiçara, no Pantanal Norte, região de Cáceres/MT; Florentino (2012) estudou a estrutura das comunidades de peixes das bacias dos rios Cuiabá e Negro e como elas se distribuem no mosaico da paisagem, entre outros.

As primeiras coletas científicas de peixes na área do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense (PNPM), uma Unidade de Conservação federal criada em 1981 para salvaguardar habitats e espécies representativas da planície pantaneira, ocorreram durante a elaboração do Plano de Manejo do PNPM (IBAMA, 2003), visando ao levantamento da ictiofauna local e do entorno do Parque. Assim, Resende & Machado (2001) adotaram o método da Avaliação Ecológica Rápida para este componente. As amostragens se concentraram em três períodos representativos do ciclo de águas da região: em abril/2001 – cheia; junho/2001 – vazante; e setembro/2001 – seca, sendo conduzidas em 14 pontos de amostragem, nove em localidades dentro do PNPM e cinco fora dos seus limites. Na ocasião, foram capturadas 135 espécies de peixes das 269 descritas para o bioma, de acordo com o Manual de Identificação de Peixes do Pantanal, de Britski e colaboradores (2007). Porém, sabe-se que esse número necessita ser atualizado: as estimativas atuais do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio consideram a existência de, pelo menos, 325 espécies de peixes no bioma (ICMBio, 2012).

No que tange à riqueza de peixes, a área do PNPM foi considerada comparativamente rica pelo Plano de Manejo, em relação aos trabalhos anteriores desenvolvidos em outras regiões do Pantanal (IBAMA, 2003). Entretanto, outros atributos ecológicos da estrutura das assembleias de peixes não foram explorados no Plano de Manejo e em nenhum estudo posterior até o presente momento. Nesse sentido, o objetivo

deste capítulo foi caracterizar a estrutura das assembleias de peixes no PNPM em termos de riqueza, abundância, índices de diversidade e aspectos funcionais (como a composição de guildas tróficas), a partir da análise dos efeitos dos estratos ambientais e dos fatores abióticos. O levantamento e a compilação dessas informações podem ser aproveitados num futuro programa de monitoramento biológico baseado em atributos da ictiofauna.

2.2. MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1. Coleta de peixes

Com a intenção de se conhecer o máximo da variabilidade ambiental do PNPM, as coletas de peixe foram realizadas nos mesmos 12 pontos caracterizados em setembro de 2009 e apresentados no Capítulo I, cuja distribuição espacial é mostrada no mapa da Figura 2.a.

Figura 2.a - Sítios de coleta (P1 a P12 - marcadores coloridos) amostrados para levantamento da ictiofauna do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011. Imagem gerada pelo Google Earth a partir das coordenadas geográficas tomadas em campo.

As campanhas de amostragem da ictiofauna foram realizadas em dois anos consecutivos, 2010 e 2011, no final de outubro e início de novembro, durante o pico da estação seca no PNPM. Não foram feitas amostragens na cheia, uma vez que a logística de acesso ao PNPM se torna mais complicada e os quatro estratos ambientais identificados

(estratos de A a D, descritos no Capítulo I) não estão evidenciados por conta das inundações.

Para percorrer a área do PNPM, foram utilizadas embarcações pequenas, acopladas a motores de popa de 15, 25 e 40 HP. A equipe foi composta por oito pessoas, entre pesquisadores, pilotos, pescadores e auxiliares de campo. Três barcos foram necessários para a realização simultânea das coletas de água e peixes. O primeiro barco era responsável por tomar as medidas de água, registrar as informações nos formulários e fazer o registro fotográfico local. As outras duas embarcações eram responsáveis por armar o conjunto de redes de espera, tarrapear e dar suporte à equipe que trabalhava com as peneiras na vegetação marginal dos pontos de amostragem.

As espécies de peixes de pequeno porte, geralmente associadas às macrófitas, foram coletadas com peneiras construídas em tela de sombrite (nylon de 1,5 mm de abertura de malha), nas dimensões 1,5 x 1,5 x 0,7 m de profundidade. O esforço amostral em cada um dos 12 pontos foi de 30 lances sequenciais, separados por uma distância mínima de 3 m, ao longo da vegetação marginal dos ambientes amostrados. Os peixes de médio e grande porte foram coletados com o auxílio de tarrafas (panagens de 2 e 8 cm entre nós opostos, sendo 15 lances de cada tarrafa em cada ponto, totalizando 30) e redes de espera (conjunto de 7 redes, variando de 4 a 16 cm entre nós opostos, mantido por 2 horas na água). A sequência das redes foi sorteada e cada conjunto de malhadeiras previamente montado pelos auxiliares de campo.

Testes preliminares para padronizar o tempo das redes na água foram feitos em setembro de 2009, durante a campanha exploratória. As primeiras tentativas duraram 4 horas, em três ambientes diferentes. Em função das adversidades, sobretudo a alta concentração de piranhas (especialmente *Pygocentrus nattereri*) e jacarés (*Caiman yacare*), que destruíam as redes atraídos pelos peixes emalhados, não foi possível que as mesmas permanecessem na água por períodos longos. O tempo total foi sendo reduzido até ser padronizado em 2 horas. Adicionalmente, nas baías rasas (baías do Burro e do Morro, P3 e P8 respectivamente), foram realizados cinco lances de arrasto de fundo do tipo picaré, medindo 20 m de abertura, de trama pequena (10 mm entre nós), a fim de incrementar o levantamento ictiofaunístico com tal petrecho.

Os peixes coletados com peneiras foram anestesiados com óleo de cravo, acondicionados em tambores pequenos de plástico, e seguiram para o laboratório montado no acampamento para identificação e fixação. No entanto, os exemplares de traíra (*Hoplias* aff. *malabaricus*) com mais de 10 cm de comprimento total, espécie que ocupa preferencialmente a vegetação marginal e por isso ocorreu com frequência nos lances de peneira, foram registrados e soltos, a fim de se evitar que essas traíras predassem os peixes menores durante o acondicionamento. Os peixes capturados com tarrafas foram

identificados até o nível específico e tomadas, para cada indivíduo, as seguintes medidas biométricas: comprimento total - CT (cm), comprimento padrão - CP (cm), altura do corpo (cm), peso total (g) e rápida inspeção visual externa para detecção de tumores, lesões e deformidades. Tais informações foram anotadas em formulários apropriados e o mesmo procedimento foi utilizado para os peixes capturados nas baterias de redes de espera.

Visando mitigar o impacto desse trabalho sobre a ictiofauna de uma Unidade de Conservação, uma vez tomadas as devidas medidas biométricas, os exemplares capturados com tarrafas e redes de espera que não apresentaram dificuldade na sua identificação, isto é, a identificação no campo foi considerada segura pelos pesquisadores, foram liberados em seguida, sem necessidade de sacrificá-los. Os indivíduos com identificação duvidosa foram fixados em formol 10% e conservados em álcool 70% para posterior determinação sistemática auxiliada por especialistas do Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita - UNESP, campus Botucatu/SP, onde parte dos peixes foi depositada na coleção do Laboratório de Biologia e Genética de Peixes – LBP (número dos lotes: 11490-502; 12610-47; 12884-999; 13338-729; 14000-066; 14650). A outra parte de peixes fixados, depois de identificados, foi depositada no Laboratório de Ictiologia de Ribeirão Preto – LIRP (número dos lotes: 9378 a 9658), no campus da Universidade de São Paulo – USP.

Para a identificação taxonômica em campo dos exemplares coletados foi utilizado o Manual de Identificação de Peixes do Pantanal (BRITSKI *et al.*, 2007), além do conhecimento e da experiência dos pesquisadores presentes. As atualizações de nomenclatura taxonômica foram feitas por meio do Catálogo de Peixes da *California Academy of Sciences Research*, disponível *on line* (<http://research.calacademy.org/redirect?url=http://researcharchive.calacademy.org/research/lchthyology/catalog/fishcatmain.asp>, com acessos periódicos entre out/2011 e set/2012). A classificação dos peixes em famílias seguiu o trabalho de Oliveira *et al.* (2011). A principal modificação proposta por esses autores, em comparação com a literatura citada na sentença anterior, foi o desmembramento de alguns táxons da família Characidae, em função dos resultados obtidos a partir de análises moleculares, que indicaram a constituição de novas famílias (por exemplo: Serrasalminidae).

A alocação das espécies de peixes em uma das cinco guildas tróficas propostas (herbívoros, detritívoros, onívoros, insetívoros/invertívoros e carnívoros – Quadro 2.1) se baseou nos resultados das análises de conteúdo estomacal realizadas - para algumas espécies - pela equipe técnica que elaborou o Plano de Manejo do PNPM (IBAMA, 2003). Como nem todas as espécies foram contempladas pelas análises, houve complementação de

informações extraídas da literatura⁴ e consulta direta a ictiólogos de competência reconhecida. Quando não foi possível se chegar à determinação específica (restando a sua identificação como “*Gênero spp.*”), a guilda trófica foi considerada indeterminada. Exceção foi feita a dois gêneros de siluriformes (*Hypostomus* e *Loricaria*), pertencentes à família Loricariidae, animais reconhecidamente detritívoros. Em gráficos, foi mostrada a distribuição das guildas tróficas no geral e por estrato, considerando-se a riqueza e a abundância de espécies.

Quadro 2.1 – Categorias tróficas consideradas para a alocação das espécies em guildas tróficas. Adaptado de Petesse (2006).

Categoria trófica	Descrição
Carnívora	Compreende espécies com dieta carnívora (especialmente piscívoros) ou composta por itens de origem animal (escamas, pedaços de nadadeiras, ovos etc).
Detritívora	Espécies especializadas na absorção de recursos alimentares particulados associados ao fundo. Compreende também as especializadas em sedimento e lodo (iliófagos).
Invertívora/insetívora	Compreende espécies com dieta especializada constituída por microcrustáceos, insetos e gastrópodes geralmente associados ao fundo. Como a maioria apresenta predominância no consumo de insetos, optou-se por destacar essa característica na denominação da guilda.
Herbívora	Sua dieta é constituída por restos de vegetais superiores. Nesse trabalho, também fazem parte dessa categoria espécies que se alimentam predominantemente de algas (algívoro) e de frutos (frugívoros).
Onívora	Espécies sem dieta especializada. Algumas podem apresentar tendências em relação à disponibilidade alimentar como: onívoro-carnívoro, onívoro-detritívoro, onívoro-insetívoro etc.

A fim de garantir a segurança da equipe de campo, todas as pescarias foram realizadas à luz do dia; a ictiofauna noturna não foi amostrada. A padronização das amostragens por ponto, constituída por 30 lances de peneira, 30 lances de tarrafa (15 lances com malha 2 cm e 15 com malha 8 cm) e 2 horas do conjunto de redes de espera, visam atender os requisitos para a aplicação do Índice de Integridade Biótica - IIB, tema do Capítulo III. Os dados obtidos nas redes de arrasto (picaré) foram utilizados para a análise da estrutura das comunidades de peixes no PNPM, mas não foram considerados para a aplicação do IIB, pelo fato desse tipo de petrecho ter sido utilizado em apenas dois dos 12 pontos amostrados.

⁴ Principais referências consultadas para hábito alimentar das espécies coletadas: ABELHA et al. (2001); ALVES et al. (2011); ARTHINGTON (1989); BULLA et al. (2005); CAMPOS-DA-PAZ (2000); CORRÊA et al. (2009); CORRÊA & DA SILVA. (2010); EMBRAPA (2000); EMBRAPA (2003); GIORA (2004); HAHN & LOUREIRO-CRIPPA (2006); MAZZONI et al. (2010); MÉRONA & RANKIN-DE-MÉRONA (2004); RESENDE (1999); SOUZA et al. (2011); VASCONCELOS & OLIVEIRA (2011); XIMENES et al. (2011).

As espécies foram fotografadas individualmente e os arquivos digitais disponibilizados para consulta *on line* na página eletrônica do “Wikipeixes” (<http://www.wikipeixes.com.br>), um site colaborativo, administrado por um grupo de ictiólogos brasileiros, com o intuito de reunir informações sobre as espécies de peixes neotropicais. As espécies receberam uma breve descrição do lugar de coleta e, portanto, podem ser buscadas utilizando-se a palavra-chave “Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense”.

2.2.2. Análise dos dados

A lista geral de espécies coletadas, organizada de acordo com a classificação taxonômica vigente, foi apresentada em um quadro com o número total de indivíduos distribuídos nos quatro estratos amostrados (Corixos - Crx; Rios principais - RPr; Baías permanentes - BPe; Baías temporárias - BTm), seguido da guilda trófica em que cada espécie foi alocada. A composição das espécies em ordens e famílias foi mostrada visualmente em gráficos de barras, ao passo que as espécies mais abundantes no geral e as três primeiras em cada estrato foram apresentadas em histogramas. As espécies coletadas neste trabalho foram comparadas com aquelas coletadas no Plano de Manejo (IBAMA, 2003), depois de feita a atualização da nomenclatura taxonômica.

Calculou-se o índice de constância (DAJOZ, 1973), tido como a razão percentual entre o número de amostras em que uma dada espécie está presente e o total das amostras (C_i), onde:

- a) Espécies constantes (C_t) = $C_i > 50\%$
- b) Espécies acessórias (A_{cs}) = $25\% < C_i < 50\%$
- c) Espécies acidentais (A_c) = $C_i < 25\%$

Foi realizado um teste t de Student (ZAR, 2010) para verificar se há diferença estatística entre as abundâncias numéricas médias do total de espécies entre os 12 diferentes pontos amostrados em cada um dos dois anos consecutivos (2010 e 2011).

Os modelos de espécie-abundância, de forma geral, podem ser reunidos em cinco grupos: a) os modelos clássicos, que descrevem distribuições puramente estatísticas (*broken stick*, log normal, série geométrica, série logarítmica); b) os simuladores de processos de ramificação hierárquica (modelos Zipf-Mandelbrot e Fractal); c) modelos neutros, baseados na dinâmica de populações; d) de distribuição espacial de indivíduos (Multifractal e HEAP) e e) os modelos de partição de nicho, propostos por Sugihara e Tokeshi (McGILL *et al.*, 2007; FERREIRA & PETRERE-JR, 2008). Os cinco modelos

testados nesse trabalho pertencem aos dois primeiros grupos: os modelos clássicos (*broken stick*, log normal e série geométrica) e os que simulam processos de ramificação hierárquica (modelos de Zipf e Zipf-Mandelbrot).

O a) modelo de *broken stick* (bastão quebrado), proposto por MacArthur em 1957, é também conhecido como hipótese dos limites aleatórios de nicho; b) a distribuição log normal, foi inicialmente aplicada a dados de abundância por Preston em 1948; c) a série geométrica, desenvolvida por Motomura em 1932; d) o modelo Zipf, desenvolvido por esse autor em 1949 e 1965, com base na linguística e na teoria da informação; e e) o modelo Zipf-Mandelbrot, combinado a partir dos trabalhos de Zipf e Mandelbrot (1977, 1982), cuja abordagem utiliza elementos da teoria de fractais (ver referências originais em MAGURRAN, 2011).

A escolha por investigar esses modelos em detrimento de outros [modelos de Tokeshi (TOKESHI, 1990, 1993, 1996) e modelos neutros (CASWELL, 1976; HUBBELL, 2001), por exemplo], se deve ao produto do pacote estatístico fornecido pelo programa R, utilizado para a realização das análises (pacote *vegan*, R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012). Os dados de abundância relativa das espécies foram apresentados em gráficos de Whittaker (abundância/*ranking*) para cada um dos modelos, estrato a estrato, e para as assembleias totais coletadas em 2010 e 2011 separadamente (MAGURRAN, 2011).

O critério de Akaike (AIC) foi adotado para selecionar o melhor ajuste da curva de espécie-abundância a um dos modelos estatísticos (AKAIKE, 1974). O AIC é fundamentado no conceito de entropia da informação, oferecendo uma medida relativa da informação perdida quando um determinado modelo é utilizado para descrever a realidade (pondera precisão vs. complexidade do modelo). É um instrumento para selecionar modelos, porém, não um teste de hipóteses, de forma que seus valores não dizem o quão bom são os ajustes em sentido absoluto. Isso significa que, se todos os modelos candidatos se encaixam mal aos dados, os valores de AIC irão decidir pelo “melhor” dentre eles. O caso geral do AIC é dado por: $AIC = 2k - 2\ln(L)$, onde k é o número de parâmetros no modelo estatístico e L é o valor maximizado da função de probabilidade para o modelo previsto (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998).

A verificação da estabilidade das curvas de acumulação de espécies foi feita a partir de alguns estimadores de riqueza total: Jackknife de 1ª. e 2ª. ordens, Chao 1 e *Bootstrap*, todos com o suporte do programa R (pacote *vegan*, R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012). Isso visou avaliar a eficiência de amostragem, comparando-se o número de espécies registradas nas amostragens com o número esperado de espécies para a área.

A utilização de estimadores em estudos ecológicos tem sido amplamente difundida e incentivada, especialmente nos últimos anos, em função do avanço de pacotes estatísticos (SANTOS, 2003) e da otimização de recursos e tempo que eles proporcionam. A

importância prática desses estimadores é prever com acurácia a riqueza total de uma assembleia utilizando o menor tamanho amostral possível (MAGURRAN, 2011). Três tipos de estimativas podem ser feitas a partir dos estimadores de riqueza (SANTOS, 2003): i) o número de espécies acumuladas em uma curva (curva do coletor ou curva de acumulação de espécies), ii) o número real de riqueza baseada em espécies raras compartilhadas entre grupos de amostras ou baseada em incidência do tipo presença/ausência (Jackknife 1 e 2, Chao 1 e 2 e *bootstrap*, abordados neste trabalho) e iii) a riqueza de espécies raras compartilhadas entre grupos de amostras por cobertura (ICE - *Incidence-based Coverage Estimator* e ACE - *Abundance-based Coverage Estimator*). O estimador ICE utiliza a incidência das espécies raras (aquelas encontradas em até 10 amostragens, de acordo com LEE & CHAO, 1994) para calcular o fator de correção, enquanto o estimador ACE utiliza a abundância das espécies com até 10 indivíduos nas amostras (CHAO *et al.*, 1993).

Dois tipos de dados são considerados para calcular a maior parte dos estimadores: a incidência (mais interpretada como raridade) ou a abundância. Os estimadores Chao e Jackknife exemplificam essa situação. Os últimos, Jackknife 1 e 2, são baseados na incidência de espécies (presença/ausência) que quantifica a raridade, ou seja, no número de espécies representadas por somente 1 ou 2 indivíduos (número de *singletons/doubletons*, respectivamente). O estimador Chao 1 baseia-se na abundância, semelhante ao estimador Jackknife 1 (que, no entanto, mede incidência), porém, é menos conservador (usualmente, a riqueza total estimada é maior quando calculada por Chao 1). Já o estimador Chao 2 calcula a riqueza baseada na incidência ou ocorrência de espécies, isto é, na presença/ausência dos dados que quantifiquem raridade (número de *uniques/duplicates*, de maneira similar aos *singletons/doubletons*). O estimador *bootstrap* segue a lógica do Chao 2, de estimar incidência/ocorrência de espécies (COLWELL & CODDINGTON, 1994; COLWELL, 2006). É um método que gera sequências de erros-padrão e limites de confiança. Embora seja computacionalmente mais exigente, é considerado uma melhoria em relação ao Jackknife (MAGURRAN, 2011). No entanto, para este trabalho, optou-se pelo estimador Jackknife de 1ª. ordem, em função das referências e indicações na literatura especializada (MAGURRAN, 2011).

A distribuição das espécies em guildas tróficas foi apresentada em histogramas, estrato a estrato, em relação aos atributos de riqueza e abundância. A partir disso, foi possível discutir se houve predominância de alguma guilda em determinado estrato.

A efetividade/seletividade da utilização dos diferentes petrechos também foi mostrada graficamente (histogramas) em relação à riqueza e abundância das espécies coletadas. Os dados advindos do arrasto de fundo (picaré) nos dois pontos em que esse petrecho foi usado (P3 e P8) foi apresentado em gráficos separados e seu efeito sobre a amostragem foi discutido com mais detalhes.

Para cada estrato foram calculadas a riqueza (S), abundância (N), os índices de diversidade de Shannon (H') e de equabilidade de Pielou (J), todos apresentados em gráficos do tipo *Box-Whisker plot* onde a mediana é a medida de tendência central. Os índices de diversidade (H') e equabilidade (J) foram calculados com base na abundância numérica com o auxílio do programa livre *PAST* versão 2.16. Uma vez que os dados se adequaram aos pressupostos de normalidade para a realização de Análises de Variância (ANOVA), as mesmas foram conduzidas para verificar a existência de diferenças significativas entre as médias dos estratos para cada conjunto de atributo (S, N, H' e J). Os modelos das ANOVAs foram validados pela análise de resíduos, que permitiu checar a normalidade (teste de Shapiro-Wilks) e a homogeneidade das variâncias (teste de Bartlett). No caso onde a variável resposta foi a abundância numérica (N) foi necessária a transformação logarítmica (ln) para normalizar os resíduos da ANOVA. Quando os resultados da ANOVA foram significativos ($0.01 < p < 0.05$) em dois casos (H' e J), foi realizado o teste LSD de Fisher para comparações múltiplas *a posteriori* entre as diferentes médias de cada grupo (estratos) (ZAR, 2010).

O NMDS (Non-Metric Dimensional Scale - traduzido do inglês: Escalonamento Multidimensional Não Métrico) é uma técnica de ordenação que tem por objetivo descrever a estrutura de uma matriz complexa, por exemplo, gerada a partir das abundâncias de espécies de uma comunidade em diferentes parcelas de um ambiente (MELO & HEPP, 2008). Esse método de ordenação preserva a relação de ordenamento entre os objetos e não as distâncias da matriz original (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). A técnica de ordenação NMDS é considerada um dos métodos mais robustos para identificar padrões em ecologia de comunidades (GOTELLI & ELISSON, 2004). O interesse da técnica neste capítulo é compreender se há um padrão na estrutura da comunidade de peixes, em função das abundâncias relativas de ocorrência das espécies e das abundâncias das guildas tróficas nos diferentes estratos. A matriz de similaridade foi calculada a partir da distância de Bray-Curtis entre os pontos. O valor de estresse aceito para considerar a representação gráfica fidedigna foi de $\leq 0,2$ (CLARKE & WARWICK, 2001).

As abundâncias relativas das composições taxonômica e trófica foram confrontadas com os fatores abióticos (discriminados no Capítulo I) por meio de uma análise de correspondência canônica (Canonical Correspondence Analysis - CCA), que mede a existência e a intensidade da associação entre dois grupos de variáveis (no caso, abióticas e bióticas) (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). Os diagramas do NMDS e da CCA foram elaborados no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012) e apresentados indistintamente do ano de coleta para aumentar o número de observações.

2.3. RESULTADOS

2.3.1. Caracterização das espécies, riqueza e abundância

Foram coletadas 154 (57,25%) espécies válidas de 269 catalogadas para o Pantanal (BRITSKI *et al.*, 2007). A Tabela 2.1 mostra a classificação taxonômica de cada espécie, a guilda trófica (GT) de enquadramento, assim como a quantidade de indivíduos amostrados em cada estrato (Crx; RPr; BPe; BTm). Destaca-se a coleta de 24 indivíduos do gênero *Anchoviella*, registrado pela primeira vez na ictiofauna associada ao Pantanal. De acordo com as consultas preliminares feitas a ictiólogos⁵ especialistas na ordem Clupeiformes, trata-se de uma espécie nova.

Tabela 2.1 – Caracterização taxonômica e abundância da ictiofauna, por estrato, nas amostragens do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011. GT = guilda trófica; Crx = corixos; RPr = rios principais; BPe = baías permanentes; BTm = baías temporárias; Carn. = carnívora; Ins./inv. = insetívora/invertívora; Oniv. = onívora; Detr. = detritívora; Herb. = herbívora; Indet. = indeterminada. (*) Espécies coletadas exclusivamente com arrasto de fundo tipo picaré; # Espécies desconsideradas para as análises estatísticas.

ESPÉCIES	Crx	RPr	BPe	BTm	Totais	GT
CLASSE CHONDRICTHYES						
MYLIOBATIFORMES						
Potamotrygonidae						
<i>*Potamotrygon motoro</i> (Müller & Henle, 1841)	0	0	1	0	1	Carn.
CLASSE ACTINOPTERYGII						
BELONIFORMES						
Belonidae						
<i>Potamorhaphis eigenmanni</i> Miranda Ribeiro, 1915	1	0	0	1	2	Carn.
CHARACIFORMES						
Acestrorhynchidae						
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> Menezes, 1992	4	0	2	1	7	Carn.
Anostomidae						
<i>Abramites hypselonotus</i> (Günther, 1868)	24	13	49	9	95	Herb.
<i>Leporinus friderici</i> Bloch, 1794	6	0	2	0	8	Oniv.
<i>Leporinus lacustris</i> Amaral Campos, 1945	17	6	9	22	54	Herb.
<i>Leporinus macrocephalus</i> Garavello & Britski, 1988	7	1	1	0	9	Herb.
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836)	2	0	0	1	3	Herb.
<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858	8	11	11	1	31	Oniv.
<i>Schizodon borellii</i> (Boulenger, 1900)	42	6	12	12	72	Herb.
<i>Schizodon isognathos</i> Kner, 1858	1	0	2	0	3	Herb.
Bryconidae						
<i>Brycon hilarii</i> (Valenciennes, 1850)	1	0	0	1	2	Oniv.
Characidae						
<i>Aphyocharax anisitsi</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	0	0	1	12	13	Ins./inv.

⁵ Especialistas consultados: Prof. Dr. Fábio di Dário (UFRJ) e Ms. Marina Loeb (MZUSP).

<i>Aphyocharax dentatus</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	16	2	19	27	64	Oniv.
<i>Aphyocharax nattereri</i> Steindachner, 1882	45	2	18	108	173	Ins./inv.
<i>Aphyocharax rathbuni</i> Eigenmann, 1907	3	0	0	34	37	Ins./inv.
<i>Astyanax abramis</i> (Jenyns, 1842)	0	1	0	68	69	Ins./inv.
<i>Astyanax asuncionensis</i> Géry, 1972	2	0	44	3	49	Oniv.
# <i>Astyanax</i> sp.	40	0	0	1	41	Indet.
<i>Bryconamericus exodon</i> Eigenmann, 1907	21	63	15	0	99	Ins./inv.
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	47	4	26	16	93	Ins./inv.
# <i>Bryconamericus</i> sp.	0	0	0	33	33	Indet.
<i>Charax leticiae</i> Lucena, 1987	1	1	18	20	40	Carn.
<i>Ctenobrycon alleni</i> (Eigenmann & Kennedy, 1907)	45	1	87	55	188	Oniv.
<i>Cynopotamus kincaidi</i> (Schultz, 1950)	1	0	1	0	2	Carn.
<i>Engraulisoma taeniatum</i> Castro, 1981	2	0	0	0	2	Ins./inv.
<i>Galeocharax humeralis</i> (Valenciennes, 1834)	2	0	14	8	24	Carn.
<i>Gymnocorymbus ternetzi</i> (Boulenger, 1895)	0	0	2	1	3	Oniv.
<i>Hemigrammus lunatus</i> Durbin, 1918	114	19	331	284	748	Oniv.
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	5	0	0	34	39	Ins./inv.
# <i>Hemigrammus</i> sp.	1	0	11	0	12	Indet.
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	116	23	50	294	483	Ins./inv.
<i>Hyphessobrycon megalopterus</i> (Eigenmann, 1915)	50	0	4	74	128	Oniv.
# <i>Hyphessobrycon</i> sp.	0	0	0	6	6	Indet.
<i>Jupiaba acanthogaster</i> (Eigenmann, 1911)	80	30	221	205	536	Oniv.
<i>Moenkhausia bonita</i> Benine, Castro & Sabino, 2004	5	0	1	14	20	Oniv.
<i>Moenkhausia dichroua</i> Kner, 1858	37	20	45	17	119	Oniv.
<i>Moenkhausia forestii</i> Benine, Mariguela & Oliveira, 2009	45	10	46	190	291	Oniv.
<i>Moenkhausia cf. oligolepis</i> (Günther, 1864)	0	0	1	0	1	Oniv.
<i>Odontostilbe paraguayensis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	30	0	116	0	146	Oniv.
<i>Odontostilbe pequirá</i> (Steindachner, 1882)	83	46	224	71	424	Oniv.
# <i>Odontostilbe</i> sp.	86	0	0	63	149	Indet.
<i>Poptella paraguayensis</i> (Eigenmann, 1907)	5	0	27	3	35	Ins./inv.
<i>Prionobrama paraguayensis</i> (Eigenmann, 1914)	336	22	298	854	1510	Oniv.
<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903)	105	10	149	16	280	Oniv.
* <i>Roeboides affinis</i> (Günther, 1868)	0	0	59	0	59	Carn.
<i>Roeboides descavadensis</i> Fowler, 1932	5	3	7	14	29	Carn.
<i>Roeboides microlepis</i> (Reinhardt, 1851)	5	7	1	1	14	Carn.
<i>Serrapinnus calliurus</i> (Boulenger, 1900)	108	55	403	323	889	Oniv.
<i>Serrapinnus kriegi</i> (Schindler, 1937)	24	0	0	0	24	Oniv.
<i>Serrapinnus microdon</i> (Eigenmann, 1915)	395	0	53	1005	1453	Oniv.
# <i>Serrapinnus</i> sp.	0	0	0	114	114	Indet.
<i>Tetragonopterus argenteus</i> Cuvier, 1816	10	0	4	3	17	Oniv.
Crenuchidae						
<i>Characidium laterale</i> (Boulenger, 1895)	306	72	150	487	1015	Ins./inv.
<i>Characidium aff. zebra</i> Eigenmann, 1909	2	27	8	0	37	Ins./inv.
# <i>Characidium</i> sp.	65	0	0	0	65	Indet.
Curimatidae						
<i>Curimatella dorsalis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	0	0	0	5	5	Detr.
<i>Curimatopsis myersi</i> Vari, 1982	2	0	0	96	98	Detr.
<i>Cyphocharax gillii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	2	4	2	6	14	Detr.
<i>Potamorhina squamoralevis</i> (Braga & Azpelicueta, 1983)	57	20	27	37	141	Detr.
<i>Psectrogaster curviventris</i> Eigenmann & Kennedy, 1889	63	1	4	20	88	Detr.

<i>*Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	0	0	10	0	10	Detr.
<i>*Steindachnerina conspersa</i> (Holmberg, 1891)	0	0	16	0	16	Detr.
Cynodontidae						
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Spix & Agassiz, 1829	1	2	6	0	9	Carn.
Erythrinidae						
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	1	0	2	0	3	Oniv.
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)	16	9	65	5	95	Carn.
Gasteropelecidae						
<i>Gasteropelecus sternicla</i> (Linnaeus, 1758)	50	1	37	7	95	Ins./inv.
<i>Thoracocharax stellatus</i> (Kner, 1858)	0	5	0	0	5	Ins./inv.
Hemiodontidae						
<i>Hemiodus orthonops</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	0	1	1	0	2	Oniv.
Iguanodectidae						
<i>Piabucus melanostoma</i> Holmberg, 1891	5	0	25	0	30	Herb.
Lebiasinidae						
<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	65	17	45	187	314	Ins./inv.
Parodontidae						
<i>*Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	0	0	1	0	1	Oniv.
Prochilodontidae						
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	1	2	31	8	42	Detr.
Serrasalmidae						
<i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1858)	0	0	0	2	2	Herb.
<i>Myleus levis</i> Eigenmann & McAtee, 1907	11	1	0	4	16	Herb.
<i>Mylossoma duriventre</i> (Cuvier, 1818)	25	11	6	7	49	Herb.
<i>Piaractus mesopotamicus</i> Holmberg, 1887	9	2	4	1	16	Herb.
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858	64	47	62	36	209	Carn.
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	25	4	35	56	120	Carn.
<i>Serrasalmus marginatus</i> Valenciennes, 1837	39	3	64	10	116	Carn.
Triporthidae						
<i>Triporthus nematurus</i> (Kner, 1858)	23	6	18	7	54	Ins./inv.
<i>Triporthus pantanensis</i> Malabarba, 2004	27	1	53	3	84	Ins./inv.
CLUPEIFORMES						
Engraulidae						
<i>Anchoviella</i> sp.	4	0	0	20	24	Indet.
CYPRINODONTIFORMES						
Poeciliidae						
<i>Pamphorichthys hasemani</i> (Henn, 1916)	1	0	0	0	1	Ins./inv.
Rivulidae						
<i>Melanorivulus punctatus</i> (Boulenger, 1895)	4	0	0	0	4	Ins./inv.
GYMNOTIFORMES						
Apteronotidae						
<i>Apteronotus albifrons</i> (Linnaeus, 1766)	4	0	7	3	14	Ins./inv.
<i>Apteronotus caudimaculosus</i> de Santana, 2003	18	8	8	15	49	Oniv.
<i>Sternarchorhynchus curvirostris</i> (Boulenger, 1887)	2	0	0	0	2	Ins./inv.
Gymnotidae						
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	5	0	8	7	20	Ins./inv.
<i>Gymnotus paraguensis</i> Albert & Crampton, 2003	6	1	0	1	8	Ins./inv.
Hypopomidae						
<i>Brachyhypopomus</i> spp.	53	25	61	96	235	Indet.
Ramphichthyidae						
<i>Gymnorhamphichthys britskii</i> Carvalho, Ramos & Albert, 2011	1	2	2	5	10	Ins./inv.
<i>Rhamphichthys hahni</i> (Meiken, 1937)	0	1	0	1	2	Ins./inv.

Sternopygidae

<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966	180	323	1029	638	2170	Ins./inv.
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	126	9	49	29	213	Ins./inv.
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	61	36	140	68	305	Ins./inv.

PERCIFORMES**Cichlidae**

<i>Aequidens plagiozonatus</i> Kullander, 1984	10	0	5	0	15	Oniv.
<i>Apistogramma borellii</i> (Regan, 1906)	45	0	21	9	75	Ins./inv.
<i>Apistogramma commbrae</i> (Regan, 1906)	3	2	3	4	12	Ins./inv.
<i>Apistogramma trifasciata</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	141	30	82	116	369	Ins./inv.
<i>Astronotus crassipinis</i> (Heckel, 1840)	2	0	0	0	2	Ins./inv.
* <i>Bujurquina vittata</i> (Heckel, 1840)	0	0	1	0	1	Oniv.
<i>Cichlasoma dimerus</i> (Heckel, 1840)	22	10	11	14	57	Detr.
<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840	65	24	42	52	183	Carn.
<i>Crenicichla vittata</i> Heckel, 1840	0	0	1	0	1	Oniv.
<i>Laetacara dorsigera</i> (Heckel, 1840)	0	0	1	0	1	Oniv.
<i>Mesonauta festivus</i> (Heckel, 1840)	2	3	0	4	9	Herb.

Scianidae

<i>Plagioscion ternetzi</i> Boulenger, 1895	1	2	7	0	10	Carn.
---	---	---	---	---	----	-------

SILURIFORMES**Aspredinidae**

<i>Amaralia hypsiura</i> (Kner, 1855)	0	0	1	0	1	Carn.
<i>Pseudobunocephalus rugosus</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	0	0	3	1	4	Detr.
# <i>Pseudobunocephalus</i> sp.	2	0	0	2	4	Indet.

Auchenipteridae

<i>Auchenipterus nigripinnis</i> (Boulenger, 1895)	0	0	2	0	2	Carn.
<i>Auchenipterus osteomystax</i> (Miranda Ribeiro, 1918)	1	0	3	0	4	Carn.
<i>Entomocorus benjamini</i> Eigenmann, 1917	0	0	3	2	5	Ins./inv.
<i>Tatia neivai</i> (Ihering, 1930)	1	0	0	0	1	Ins./inv.
<i>Trachelyopterus coriaceus</i> Valenciennes, 1840	0	0	1	0	1	Oniv.
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	14	11	11	4	40	Oniv.
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner, 1877)	0	3	0	0	3	Oniv.

Callichthyidae

<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	3	0	7	0	10	Oniv.
<i>Corydoras hastatus</i> Eigenmann & Eigenmann, 1888	144	3	0	110	257	Ins./inv.
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	2	0	0	0	2	Ins./inv.

Doradidae

<i>Anadoras weddellii</i> (Castelnau, 1855)	3	0	0	1	4	Oniv.
<i>Ossancora eigenmanni</i> (Boulenger, 1895)	15	14	3	7	39	Ins./inv.
<i>Oxydoras kneri</i> Bleeker, 1862	12	2	13	0	27	Oniv.
<i>Platydoras armatulus</i> (Valenciennes, 1840)	2	5	5	1	13	Oniv.
<i>Pterodoras granulosus</i> (Valenciennes, 1821)	8	2	1	0	11	Oniv.

Heptapteridae

<i>Imparfinis</i> spp.	77	4	12	20	113	Indet.
<i>Phenacorhamdia hoehnei</i> (Miranda Ribeiro, 1914)	4	0	0	0	4	Ins./inv.
<i>Pimelodella</i> cf. <i>gracilis</i> (Valenciennes, 1835)	1	15	24	7	47	Oniv.
<i>Pimelodella mucosa</i> Eigenmann & Ward, 1907	1	0	14	0	15	Ins./inv.
<i>Pimelodella notomelas</i> Eigenmann, 1917	0	0	6	0	6	Ins./inv.
# <i>Pimelodella</i> sp.	0	0	119	0	119	Indet.
<i>Rhamdia</i> aff. <i>quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1	2	5	1	9	Oniv.

Loricariidae

<i>Ancistrus</i> spp.	0	0	3	0	3	Indet.
* <i>Brochyloricaria macrodon</i> (Kner, 1853)	0	0	3	0	3	Detr.
<i>Farlowella paraguayensis</i> Retzer & Page, 1997	2	8	0	0	10	Detr.
<i>Hemiodontichthys acipenserinus</i> (Kner, 1853)	0	1	0	0	1	Ins./inv.
<i>Hypoptopoma inexpectatum</i> (Holmberg, 1893)	474	120	436	314	1344	Detr.
<i>Hypostomus cochlodon</i> Kner, 1854	28	22	18	43	111	Detr.
<i>Hypostomus latifrons</i> Weber, 1986	23	0	32	3	58	Detr.
<i>Hypostomus</i> spp.	69	44	92	55	260	Detr.
<i>Loricaria</i> sp.	0	0	7	0	7	Detr.
<i>Loricariichthys labialis</i> (Boulenger, 1895)	0	0	9	0	9	Detr.
<i>Loricariichthys platymetopon</i> Isbrücker & Nijssen, 1979	0	0	9	0	9	Detr.
<i>Otocinclus vittatus</i> Regan, 1904	347	116	488	462	1413	Herb.
<i>Pterygoplichthys ambrosetii</i> (Holmberg, 1893)	7	0	3	8	18	Detr.
* <i>Pyxiloricaria</i> cf. <i>menezesi</i> Isbrücker & Nijssen, 1984	0	0	1	0	1	Detr.
<i>Rineloricaria parva</i> (Boulenger, 1895)	214	166	410	236	1026	Detr.
<i>Spatuloricaria evansii</i> (Boulenger, 1892)	0	0	1	0	1	Detr.
<i>Sturisoma barbatum</i> (Kner, 1853)	5	0	4	0	9	Detr.

Pimelodidae

<i>Hemisorubim platyrhinchos</i> (Valenciennes, 1840)	1	1	5	0	7	Carn.
<i>Hypophthalmus edentatus</i> Spix & Agassiz, 1829	0	0	0	1	1	Oniv.
<i>Pimelodus argenteus</i> Perugia, 1891	2	0	12	4	18	Oniv.
<i>Pimelodus pantaneiro</i> Souza-Filho & Shibatta, 2007	5	1	7	1	14	Oniv.
# <i>Pimelodus</i> sp.	0	0	204	1	205	Indet.
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)	0	0	1	0	1	Carn.
<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	4	1	2	1	8	Carn.
<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1	1	1	0	3	Carn.

Scoloplacidae

<i>Scoloplax distolothrix</i> Schaefer, Weitzman & Britski, 1989	0	8	2	0	10	Ins./inv.
<i>Scoloplax empousa</i> Schaefer, Weitzman & Britski, 1989	0	0	1	2	3	Ins./inv.

Trichomycteridae

<i>Ituglanis eichorniarum</i> (Miranda Ribeiro, 1912)	0	1	0	0	1	Ins./inv.
<i>Ituglanis herberti</i> (Miranda Ribeiro, 1940)	0	0	1	0	1	Ins./inv.
<i>Trichomycterus johnsoni</i> (Fowler, 1932)	0	0	0	1	1	Ins./inv.

SYNBRANCHIFORMES**Synbranchidae**

<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	2	1	0	1	4	Ins./inv.
Não identificado	29	0	0	1	30	Indet.

Totais	5102	1620	6520	7375	20617	-
---------------	-------------	-------------	-------------	-------------	--------------	----------

A riqueza calculada nesse trabalho ($S = 154$) foi certamente subestimada pelo período de coleta (dia) e pelo fato de 10 espécies, identificadas somente até o nível de gênero (*Astyanax* sp., *Bryconamericus* sp., *Characidium* sp., *Hemigrammus* sp., *Hyphessobrycon* sp., *Odontostilbe* sp., *Pimelodella* sp., *Pimelodus* sp., *Pseudobunocephalus* sp. e *Serrapinnus* sp.), terem sido desconsideradas para o cálculo final do valor de S . A maioria desses exemplares era de alevinos ou juvenis, o que dificultou a determinação até o nível específico. Somado a isso, cinco espécies identificadas pelo seu gênero acrescido do

sufixo “spp.” (*Ancistrus* spp., *Brachyhypopomus* spp., *Hypostomus* spp. e *Imparfinis* spp.) formam conjuntos complexos de espécies, conforme Britski *et al.* (2007). Embora esses gêneros estejam em contínua revisão, a ausência de chaves específicas de identificação, acompanhada da necessidade de mais estudos taxonômicos que delimitem a diagnose das espécies são os principais motivos para justificar as atuais lacunas de conhecimento. Por fim, mais 30 indivíduos foram descartados, pois os exemplares não apresentavam condições apropriadas que possibilitassem a identificação.

Além das 154 espécies efetivamente coletadas neste trabalho, outras duas de grande interesse comercial foram visualizadas dentro da área do Parque: o jaú *Zungaro jahu* (Ihering, 1898), e o dourado *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816). Apaiaris *Astronotus ocellatus* (Agassiz, 1831), mandis *Pimelodus ornatus* Kner, 1858, barbados *Pinirampus pirinampu* (Spix & Agassiz, 1829) e botoados *Rhinodoras dorbignyi* (Kner, 1855) foram espécies coletadas durante os testes de padronização dos petrechos; porém, como essas espécies não fizeram parte do conjunto amostrado pelo método científico padronizado, elas foram registradas nos formulários, mas não consideradas para a análise e discussão dos resultados obtidos. Também não serão consideradas para a aplicação do Índice de Integridade Biótica, tema do próximo capítulo.

Das nove ordens de peixes registradas nas amostragens do presente trabalho, a ordem com mais espécies representadas foi Characiformes, com 47,4%, seguida de Siluriformes, com aproximadamente 33,8% das espécies coletadas. Perciformes e Gymnotiformes praticamente se igualaram em número de espécies representadas, com 7,7 e 7,1% cada, respectivamente. Como é comum na região Neotropical essas quatro ordens somaram 96% do total de espécies coletadas, enquanto as outras cinco tiveram apenas uma ou duas representações em cada (Figura 2.b).

A família de peixes mais representada nas amostragens foi Characidae, com 24,5% das espécies coletadas. Loricariidae foi a segunda família mais amostrada, com 11% das espécies; Cichlidae representou 7,1% das espécies. As demais famílias tiveram menos de 10 espécies cada, num total de 37 famílias amostradas no presente trabalho.

Figura 2.b – Composição das ordens de peixes coletados no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

Considerando a composição de ordens e famílias por estrato, a ordem representada pelo maior número de espécies também foi Characiformes, seguida de Siluriformes. A terceira posição foi ocupada por Perciformes apenas nas baías permanentes; nos demais estratos, Gymnotiformes ocuparam essa posição. Para as famílias, Characidae assumiu a primeira posição em todos os estratos, com grande diferença (de 2 a 3 vezes mais) em relação à segunda família mais frequente, Loricariidae. Por outro lado, a diferença entre a segunda e a terceira posição, ocupada por Cichlidae, foi menor em relação à quantidade de espécies, sendo de apenas uma ou duas espécies (Figura 2.c).

Figura 2.c - Composição de ordens, famílias e riqueza de peixes por estrato amostrado no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

O número total de peixes amostrados (N) considerados para parte das análises e discussões foi de 19.839 indivíduos, distribuídos nos quatro estratos delimitados no capítulo I (Figura 2.d). Se os 748 indivíduos totalizados a partir das 10 espécies identificadas somente até o nível de gênero fossem considerados, a abundância total seria superior a 20.500 exemplares.

Figura 2.d – Abundância de espécies de peixes por estrato amostrado no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011. Nas baías permanentes (BPe) estão contabilizados 907 indivíduos coletados exclusivamente com o arrasto de fundo, petrecho utilizado unicamente em dois pontos deste estrato (P3 e P8). Mesmo que esses indivíduos fossem desconsiderados, não se alteraria a segunda posição em abundância do estrato BPe.

O baixo número de exemplares coletados nos rios principais em relação aos demais estratos se deve ao fato de apenas dois pontos de amostragem comporem esse estrato: P4 (rio Cuiabá) e P6 (rio Paraguai). Os outros estratos apresentam em sua composição três (as baías temporárias – BTm e permanentes - BPe) ou quatro (corixos - Crx) pontos cada. Independente da diferença no número de réplicas, os indivíduos amostrados nas baías temporárias corresponderam a 36% da abundância total, a maior entre os estratos.

Cerca de 40% das espécies estiveram presentes em todos os estratos. As baías permanentes detiveram o maior número de espécies exclusivas, enquanto os rios principais o menor (Figura 2.e).

Figura 2.e – Porcentagem de espécies exclusivas em cada estrato e porcentagem de espécies presentes em todos os estratos (barra da extrema direita do gráfico). BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais.

O uso do arrasto de fundo teve efeito na riqueza amostrada. Das 154 espécies registradas, oito foram exclusivamente coletadas com o arrasto de fundo: *Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879); *Brochyloricaria macrodon* (Kner, 1853); *Bujurquina vittata* (Heckel, 1840); *Potamotrygon motoro* (Müller & Henle, 1841); *Pyxiloricaria* cf. *menezesi* Isbrücker & Nijssen, 1984; *Roeboides affinis* (Günther, 1868); *Steindachnerina brevipinna* (Eigenmann & Eigenmann, 1889); e *Steindachnerina conspersa* (Holmberg, 1891).

As 10 espécies mais abundantes em número, considerando os indivíduos amostrados com arrasto de fundo nas duas baías permanentes (P3 e P8), estão listadas na Tabela 2.2. Embora as porcentagens e a quantidade total de indivíduos por espécie sejam alteradas ao se considerar os dados do arrasto, o *ranking* nominal das espécies permanece o mesmo se esses dados fossem descartados. Das 10 espécies mais abundantes, cinco ocorreram em todos os pontos de amostragem.

Tabela 2.2 - Espécies de peixes mais abundantes nas amostragens do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011. (*) Espécies presentes nos 12 pontos amostrados, portanto, presentes em todos os estratos.

Ordem	Família	Espécie	N	%
Gymnotiformes	Sternopygidae	<i>Eigenmannia trilineata</i> *	2170	10,525
Characiformes	Characidae	<i>Prionobrama paraguayensis</i> *	1510	7,324
Characiformes	Characidae	<i>Serrapinnus microdon</i>	1453	7,047
Siluriformes	Loricariidae	<i>Otocinclus vittatus</i> *	1413	6,853
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypoptopoma inexpectatum</i> *	1344	6,519
Siluriformes	Loricariidae	<i>Rineloricaria parva</i> *	1026	4,976
Characiformes	Crenuchidae	<i>Characidium laterale</i>	1015	4,923
Characiformes	Characidae	<i>Serrapinnus calliurus</i>	889	4,312
Characiformes	Characidae	<i>Hemigrammus lunatus</i>	748	3,628
Characiformes	Characidae	<i>Jupiaba acanthogaster</i>	536	2,6
Total			12104	58,706

As três espécies mais abundantes por estrato são mostradas na Figura 2.f. Nota-se que a espécie mais abundante nas amostragens, *E. trilineata*, esteve representada nas três primeiras posições em três dos quatro estratos. *H. inexpectatum* seguiu o mesmo padrão de *E. trilineata*, enquanto *S. microdon* e *O. vittatus* estiveram entre as três espécies mais abundantes em dois dos quatro estratos investigados. Por outro lado, *P. paraguayensis*, a segunda espécie mais abundante, esteve representada entre as três mais abundantes apenas no estrato das baías temporárias, onde foi numericamente abundante em indivíduos coletados, com mais de 800 exemplares. Em 2010, 786 indivíduos de *P. paraguayensis* foram amostrados com peneira na Baía do Rio Bigueirinho (P11). Esse único evento foi decisivo para a inclusão da espécie como uma das mais abundantes nas amostragens.

Figura 2.f – Ranking das três espécies mais abundantes por estrato amostrado no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

Levando-se em consideração as amostragens com arrasto de fundo, 12 espécies estiveram presentes em todos os pontos amostrados (Tabela 2.3). Sem esse petrecho, *Moenkhausia dichroua* e *Psellogrammus kennedyi* deixam de estar representadas na totalidade dos pontos.

Tabela 2.3 - Espécies de peixes presentes nos 12 pontos amostrados no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011. (*) Espécies que fazem parte desse grupo apenas quando são consideradas as coletas com arrasto de fundo nas baías permanentes, P3 e P8.

Ordem	Família	Espécie	N	%
Perciformes	Cichlidae	<i>Apistogramma trifasciata</i>	369	1,86
Perciformes	Cichlidae	<i>Crenicichla lepidota</i>	183	0,92
Gymnotiformes	Sternopygidae	<i>Eigenmannia trilineata</i>	2170	10,94
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypoptopoma inexpectatum</i>	1344	6,77
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus</i> spp.	260	1,31
Characiformes	Characidae	<i>Moenkhausia dichroua</i> *	119	0,6
Siluriformes	Loricariidae	<i>Otocinclus vittatus</i>	1413	7,12
Characiformes	Characidae	<i>Prionobrama paraguayensis</i>	1510	7,61
Characiformes	Characidae	<i>Psellogrammus kennedyi</i> *	280	1,41
Characiformes	Serrasalminidae	<i>Pygocentrus nattereri</i>	209	1,05
Siluriformes	Loricariidae	<i>Rineloricaria parva</i>	1026	5,17
Gymnotiformes	Sternopygidae	<i>Sternopygus macrurus</i>	305	1,54

O índice de constância (DAJOZ, 1973) foi calculado considerando 24 amostras (12 pontos X 2 anos de coleta) e sem considerar as espécies capturadas com arrasto de fundo. Os resultados indicaram 33 espécies constantes (Ct), que representam 22,6% da ictiofauna amostrada, 33 acessórias (Acs) e 80 acidentais (Ac), aquelas coletadas em menos de 25% das amostras, representando 54,8% das espécies coletadas (Figura 2.g).

Figura 2.g – Classes de constância das espécies de peixes coletadas no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

Para a aplicação do IIB, as abundâncias obtidas com o uso do arrasto de fundo também foram desconsideradas, restando as abundâncias totalizadas em 2010 (12474 indivíduos) e em 2011 (6484 indivíduos) (Figura 2.h).

Figura 2.h – Abundância numérica das assembleias de peixes por ponto de amostragem (P1 a P12), estrato e ano de coleta no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

Embora a variação temporal das abundâncias em 2010 e 2011 não seja o foco deste capítulo, que está centrado na distribuição espacial das espécies de peixes nos diferentes ambientes no PNPM, foi testado se há diferença estatística entre as abundâncias numéricas médias do total de espécies entre os 12 diferentes pontos amostrados em cada um dos dois anos consecutivos (2010 e 2011).

Para tal, foi realizado um teste t usando os logaritmos na base “e” das abundâncias numéricas, a fim de normalizar a distribuição dos resíduos e homogeneizar suas variâncias, ao validar o modelo adotado ($\ln Y = \text{constant} + \text{ano}$, onde Y é a abundância numérica de cada ano). O teste t detectou diferença significativa ($p = 0,04$, $gl = 22$), evidenciando que a média populacional de 2010 ($X\text{-barra}_{2010} = 826,3$; $EP = 1,22$, $n = 12$) é maior do que a de 2011 ($X\text{-barra}_{2011} = 450,6$; $EP = 1,22$, $n = 12$). Os dados brutos das abundâncias das espécies amostradas em 2010 e 2011 são mostrados no Quadro II do Apêndice.

2.3.2. Estrutura da comunidade: estimadores de riqueza e modelos espécie-abundância

A Figura 2.i mostra as curvas de acumulação de espécies obtidas a partir de quatro estimadores não paramétricos: Chao, Jackknife de 1ª. ordem, Jackknife de 2ª. ordem e

bootstrap, envoltas pelos respectivos intervalos de confiança (95%) (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012).

Figura 2.i – Curvas de acumulação de espécies expressas por diferentes estimadores não paramétricos de riqueza total. O invólucro da curva é o intervalo de confiança da riqueza estimada.

Nesse trabalho, optou-se pelo estimador Jackknife de 1^a. ordem (Jackknife 1), por ser o mais utilizado e o que tem apresentado resultados mais robustos (MAGURRAN, 2011). O número estimado de espécies nessa abordagem foi de 170,917 espécies (erro padrão da média = 7,514 para 999 repetições; IC = 170,917 $\pm$ 14,727).

A distribuição de abundâncias das espécies de peixes na comunidade mostrou que poucas espécies foram muito abundantes, algumas com abundâncias intermediárias e a maioria com baixa abundância. 4,52% (7) das espécies apresentaram abundância acima de 1000 indivíduos, 16,77% (26) entre 1000 e 100 indivíduos, 35,48% (55) inferior a 100 indivíduos e 43,23% (67) das espécies foram representadas por 10 ou menos indivíduos (Figura 2.j). No gráfico, os pontos acima da linha 1000 representam as sete espécies mais abundantes mostradas anteriormente na Tabela 2.2. 18 espécies (11,69%) apresentaram

um único exemplar coletado, são elas: duro-duro **Apareiodon affinis*⁶, cará **Bujurquina vittata*, raia **Potamotrygon motoro*, **Pyxiloricaria cf. menezesi*, *Amaralia hypsiura*, joaninha *Crenicichla vittata*, *Hemiodontichthys acipenserinus*, *Hypophthalmus edentatus*, *Ituglanis eichorniarum*, *Ituglanis herberti*, cará *Laetacara dorsigera*, lambari *Moenkhausia oligolepis*, *Pamphorichthys hasemani*, surubim-pintado *Pseudoplatystoma corruscans*, *Spatuloricaria evansii*, *Tatia neivai*, jauzinho *Trachelyopterus coriaceus* e *Trichomycterus johnsoni*.

Figura 2.j – Gráfico de Whittaker (abundância relativa/ranking) das assembleias de peixes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

Particularizando-se as abundâncias relativas a cada estrato onde as espécies foram coletadas, testou-se o melhor ajuste dentre cinco modelos previamente selecionados de espécie-abundância. A investigação foi motivada pela possibilidade de diferentes modelos descreverem diferentes estratos. A Figura 2.k mostra, para o estrato corixos, os gráficos de Whittaker com as curvas de cada um dos modelos testados (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012).

⁶ Espécies indicadas com asterisco (*) foram coletadas com arrasto de fundo.

Figura 2.k – Modelos de organização (Whittaker plots) de espécie-abundância das assembleias de peixes amostradas no estrato corixos dentro do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

Para o estrato rios principais, os gráficos de Whittaker sobrepostos aos cinco modelos testados são apresentados na Figura 2.l (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012).

Figura 2.1 – Modelos de organização (Whittaker plots) de espécie-abundância das assembleias de peixes amostradas no estrato rios principais dentro do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

A Figura 2.m apresenta os gráficos de Whittaker e as curvas dos respectivos modelos testados para o estrato baías permanentes (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012).

Figura 2.m – Modelos de organização (Whittaker plots) de espécie-abundância das assembleias de peixes amostradas no estrato baías permanentes dentro do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

A Figura 2.n traz os gráficos de Whittaker para o estrato formado pelas baías temporárias (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012).

Figura 2.n – Modelos de organização (Whittaker plots) de espécie-abundância das assembleias de peixes amostradas no estrato baías temporárias dentro do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

Os gráficos de Whittaker para a assembleia total amostrada no PNPM nos dois anos de coleta (2010 e 2011) são mostrados na Figura 2.o (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012). O modelo de Zipf-Mandelbrot, ao contrário dos estratos, não foi calculado pelo programa R para a assembleia total.

Figura 2.o – Modelos de organização (Whittaker plots) de espécie-abundância da assembleia total de peixes amostradas no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

No entanto, o R foi capaz de calcular o modelo de Zipf-Mandelbrot para as assembleias parciais de cada ano de amostragem (2010 e 2011), apresentadas com os demais modelos nas Figuras 2.p e 2.q respectivamente.

Figura 2.p – Modelos de organização (Whittaker plots) de espécie-abundância da assembleia de peixes amostrada no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010.

Figura 2.q – Modelos de organização (Whittaker plots) de espécie-abundância da assembleia de peixes amostrada no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2011.

A Tabela 2.4 mostra as medidas de desvio de cada estrato e das assembleias (2010, 2011 e total) em relação aos modelos testados de espécie-abundância (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012) expressos nos gráficos de Whittaker das Figuras 2.k a 2.q. Quanto menor o valor absoluto do desvio, melhor os dados se ajustam àquele modelo, de tal forma que os valores obtidos corroboraram o padrão proporcionado pela análise visual dos gráficos de Whittaker. Logo, as assembleias de peixes amostradas nos corixos e rios principais se ajustaram à distribuição log normal, enquanto as baías permanentes e temporárias foram mais bem representadas pelo modelo de Zipf-Mandelbrot, de tal sorte que os ambientes lóticos foram mais explicados pelo primeiro modelo (log normal) e os ambientes lênticos (baías) pelo segundo.

Forçando o ajuste ao conjunto total dos dados para os dois anos indistintamente, notou-se que a distribuição log normal, dos modelos possíveis de serem calculados, foi a que melhor se ajustou à curva da assembleia total, conforme esperado teoricamente. No entanto, ao se desagregar os dados por ano de coleta, a série geométrica explicou melhor as assembleias amostradas em 2010 e o modelo de Zipf-Mandelbrot as assembleias amostradas em 2011 (embora, visualmente nos gráficos da Figura 2.q, o melhor ajuste pareça ser pela distribuição log normal).

Tabela 2.4 – Valores de desvio pelo critério de Akaike (AIC) de cada estrato em relação aos cinco modelos testados de espécie-abundância. O melhor ajuste se dá em função do menor desvio (em negrito sublinhado). (*) NA = Not Available = Não disponível.

	Crx	RPr	Bpe	BTm	Assembleia 2010	Assembleia 2011	Assembleia Total
Broken stick	2020.6	753.7	4209.6	4923.2	10717.8	5781.5	15883.4
Log normal	<u>370.4</u>	<u>20.2</u>	319.7	670.9	2175.5	800.1	<u>2965.2</u>
Série geométrica	395.9	348.1	1149.9	617.7	<u>1978.5</u>	2329.1	3354.2
Modelo de Zipf	1202.9	137.4	1121.5	1826.9	4398.0	1434.3	6598.4
Zipf-Mandelbrot	395.1	58.7	<u>195.7</u>	<u>71.6</u>	1982.5	<u>732.3</u>	NA*

Quatorze espécies foram representadas por um único indivíduo (Quadro 2.2), sendo que a maior parte foi coletada nas baías permanentes (BPe), desconsideradas as capturas com o arrasto de fundo nestas baías. Abundâncias relativas maiores ou menores de espécies representadas por um único indivíduo influenciaram o ajuste dos modelos, conforme será discutido adiante.

Quadro 2.2 – Estrato em que foram amostradas espécies com um único indivíduo coletado.

Espécies	Estrato
<i>Amaralia hypsiura</i> (Kner, 1855)	Bpe
<i>Crenicichla vittata</i> Heckel, 1840	Bpe
<i>Hemiodontichthys acipenserinus</i> (Kner, 1853)	RPr
<i>Hypophthalmus edentatus</i> Spix & Agassiz, 1829	BTm
<i>Ituglanis eichorniarum</i> (Miranda Ribeiro, 1912)	Bpe
<i>Ituglanis herberti</i> (Miranda Ribeiro, 1940)	Bpe
<i>Laetacara dorsigera</i> (Heckel, 1840)	Bpe
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	Bpe
<i>Pamphorichthys hasemani</i> (Henn, 1916)	Crx
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Bpe
<i>Spatuloricaria evansii</i> (Boulenger, 1892)	Bpe
<i>Tatia neivai</i> (Ihering, 1930)	Crx
<i>Trachelyopterus coriaceus</i> Valenciennes, 1840	Bpe
<i>Trichomycterus johnsoni</i> (Fowler, 1932)	BTm

2.3.3. Guildas tróficas

A respeito do hábito alimentar das espécies, cinco guildas tróficas foram analisadas: insetívora/invertívora; onívora; detritívora; carnívora e herbívora. Houve ainda uma sexta categoria (denominada de indeterminada) para acomodar as espécies cujo hábito alimentar não pôde ser determinado pela literatura ou por consultas a especialistas. Os táxons designados por *Gênero* sp. foram incluídos nessa categoria.

As contribuições em porcentagem e em número de espécies para cada guilda trófica são apresentadas na Figura 2.r. A guilda insetívora/invertívora representou quase 31% das espécies coletadas, seguida pela categoria onívora, com 27,74%. Detritívora e carnívora estiveram próximas em número, com 25 e 23 espécies representando respectivamente cada guilda. Herbívora foi a categoria com menos espécies representadas, totalizando menos de 10% das espécies de peixes coletados.

Figura 2.r – Número e porcentagem de espécies de peixes em cada guilda trófica considerada. No gráfico, estão inclusos os dados obtidos com o uso do arrasto de fundo.

Ao se considerar a distribuição das guildas tróficas por estrato, as categorias insetívora/invertívora e onívora permaneceram como as mais representativas em número de espécies em todos eles. Os carnívoros estiveram mais representados nas baías permanentes, que também foi o estrato detentor da maior representatividade em espécies detritívoras, além das onívoras já mencionadas. Herbívoros foram numericamente mais frequentes nos rios principais (Figura 2.s).

Figura 2.s – Distribuição das guildas tróficas por estrato em relação à riqueza de peixes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

Quando o mesmo gráfico é plotado com os dados de abundância ao invés da riqueza no eixo das ordenadas, as guildas insetívora/invertívora e onívora permanecem como as mais representativas, porém, com maior destaque para a última. A contribuição dos carnívoros nessa configuração, por outro lado, é bem menor em abundância do que em riqueza, não ultrapassando 2% da abundância total (Figura 2.t).

Figura 2.t - Distribuição das guildas tróficas por estrato em relação à abundância de peixes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

O índice de diversidade de Shannon (H') foi plotado em função das guildas tróficas, conforme a Figura 2.u. A maior diversidade foi observada na guilda onívora e a menor na herbívora, enquanto as demais apresentaram valores intermediários.

Figura 2.u – Valores do índice de diversidade de Shannon (H') para as cinco guildas tróficas da comunidade de peixes do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

2.3.4. Efetividade e seletividade dos petrechos de pesca

Dentre os petrechos utilizados para a coleta de peixes, somente o arrasto de fundo (ou picaré) foi usado em dois pontos de amostragem, P3 e P8, isto é, as baías permanentes rasas. Tarrafas, redes de espera e peneira foram usadas nas 12 localidades amostradas, com esforço padronizado de captura. O arrasto de fundo foi seletivo para algumas espécies (a raia *Potamotrygon motoro*, por exemplo) e eficaz em termos de abundância, a ponto dos resultados obtidos com e sem o uso desse petrecho influenciar a estrutura da comunidade nas baías permanentes.

A Figura 2.v evidencia a diferença nos valores de riqueza quando da utilização do arrasto de fundo nos pontos P3 e P8, ambas são baías rasas e permanentes.

Figura 2.v – Efeito numérico do arrasto de fundo na riqueza de peixes coletados em dois pontos amostrais, P3 e P8, alocados no estrato das baías permanentes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

A Figura 2.w mostra a riqueza amostrada em cada tipo de petrecho utilizado nas mesmas baías, P3 e P8. Nota-se que o arrasto foi o petrecho responsável pela maior riqueza na Baía do Burro (P3) e o segundo na Baía do Morro (P8), atrás da peneira. No P8, embora as redes de espera tenham sido aplicadas, não houve captura de indivíduos em nenhum dos anos de amostragem (2010 e 2011). O fato de essa baía, em particular, estar bastante seca contribuiu para tal resultado, pois houve dificuldade na montagem e colocação das redes de espera nesse ambiente.

Figura 2.w – Riqueza em função dos petrechos utilizados para a coleta de peixes em dois pontos amostrais, P3 e P8, alocados no estrato das baías permanentes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

Em relação à abundância de indivíduos coletados, também foi detectada diferença quando o arrasto de fundo foi utilizado nos pontos P3 e P8. No P3, houve um incremento de 23,3% na abundância em número e no P8, 61,4% com o uso do arrasto (Figura 2.x).

Figura 2.x – Efeito numérico do arrasto de fundo na abundância de peixes coletados em dois pontos amostrais, P3 e P8, alocados no estrato das baías permanentes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

Ainda em termos de abundância, a aplicação do arrasto de fundo nas duas baías, P3 e P8, só não superou a abundância de peixes amostrada com a peneira. Considerando os números absolutos, a abundância obtida com a aplicação do arrasto foi bastante superior àquela expressa pelas redes de espera e tarrafas (Figura 2.y). Esses resultados apontam a

importância do uso desse petrecho no Pantanal, principalmente em estudos focados em diversidade, como os inventários ictiofaunísticos.

Figura 2.y – Abundância numérica em função dos petrechos utilizados para a coleta de peixes em dois pontos amostrais, P3 e P8, alocados no estrato das baías permanentes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

Na Baía do Burro (P3), juvenis de *Pimelodella* spp. (119 ind.) e de *Pimelodus* spp. (204 ind.) representaram 80,15% dos Siluriformes coletados e 46,01% da abundância obtida com o uso do arrasto nesse ponto. Juvenis dessas espécies com tamanha expressividade numérica não foram observados em nenhum outro ponto, o que corrobora a hipótese de que as grandes baías rasas sirvam, de fato, como lares de alimentação para diversas espécies de peixes no Pantanal (RESENDE & MACHADO, 2001). Já na Baía do Morro (P8), a ordem mais expressiva foi Characiformes, com 90,81% da abundância, em contraste aos Siluriformes do P3 (Figura 2.z).

Figura 2.z - Efeito da utilização do arrasto de fundo sobre a abundância (%) na distribuição das ordens de peixes em dois pontos amostrais, P3 e P8, alocados no estrato das baías permanentes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

Ao se desconsiderar os indivíduos coletados com a utilização do arrasto de fundo, a mesma análise exibe outro padrão em relação às ordens: no P3, Characiformes superam os Siluriformes em abundância e no P8, a representatividade na abundância dos Characiformes diminui a metade, passando de mais de 90% para 49,83% (Figura 2.aa).

Figura 2.aa - Abundância (%) na distribuição das ordens de peixes sem a utilização do arrasto de fundo em dois pontos amostrais, P3 e P8, alocados no estrato das baías permanentes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

Dos petrechos utilizados nas amostragens de peixes, a peneira foi a mais efetiva em termos de riqueza (S) e abundância de espécies (N), seguida pelo arrasto de fundo, tarrafa e rede de espera, o único petrecho passivo (Figura 2.bb). Novamente, com exceção do arrasto de fundo, os demais petrechos foram utilizados nos 12 locais amostrados. A peneira foi a responsável pela coleta das 10 espécies mais abundantes. O arrasto, segundo petrecho mais efetivo, foi utilizado apenas nas baías rasas (P3 e P8). Piranhas e pirambebas, pertencentes aos gêneros *Pygocentrus* e *Serrasalmus*, representaram 70% da abundância de peixes amostrados com as redes de espera, ao passo que apenas três indivíduos de *Serrasalmus* foram coletados com peneira. Além de fonte de alimento, a vegetação marginal, composta principalmente por aguapés (*Eichhornia crassipes*) e camalotes⁷ (*E. azurea*), parece representar um importante refúgio contra a predação por piranhas.

Figura 2.bb – Efetividade dos petrechos de pesca em amostrar riqueza e abundância de peixes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

Ao se analisar a composição das guildas tróficas em cada petrecho, insetívoros/invertívoros e onívoros foram mais frequentes nas amostragens com peneira. As redes de espera amostraram mais indivíduos carnívoros (especialmente piranhas e pirambebas), enquanto que os detritívoros foram mais abundantes nas coletas com arrasto

⁷ Dentre as macrófitas presentes no Pantanal, destacam-se duas espécies: *Eichhornia azurea*, flutuante fixa, perene, rizomatosa, de 1 a 8 m de comprimento, sua inflorescência dura vários dias, vira-se para dentro da água onde se frutifica e solta as sementes, e *Eichhornia crassipes*, flutuante livre, estolonífera, perene, capaz de retirar da água metais pesados, outras toxinas, nutrientes e sedimentos; porém, sua decomposição pode poluir a água. Distingue-se da *E. azurea* por possuir pétalas de bordo liso e bulbo de flutuação (LOURENÇO et al., 2004).

de fundo. A tarrafa foi efetiva para as guildas carnívora e detritívora. Herbívoros foram frequentes nas redes de espera (Figura 2.cc). Em acréscimo às guildas tróficas, os petrechos refletiram também a variabilidade na ocupação dos habitats: a peneira representou as espécies associadas à vegetação aquática, tarrafas e redes de espera as espécies que ocupam a coluna d'água e o arrasto as espécies presentes no fundo lodoso das baías mais rasas.

Figura 2.cc – Composição das guildas tróficas nos diferentes petrechos utilizados nas amostragens de peixes no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011.

2.3.5. Estratos, fatores abióticos e composição taxonômica e trófica das assembleias

Deste ponto em diante, as análises apresentadas não contemplam os dados de peixes obtidos com o uso do arrasto de fundo; serão utilizados somente os dados dos peixes coletados com petrechos que possam ser diretamente comparados entre pontos e estratos, isto é, peneira, tarrafas e redes de espera.

Dos estratos analisados, os corixos apresentaram a maior riqueza, seguidos pelos rios principais, ao passo que a mediana da riqueza das baías permanentes e temporárias praticamente se igualou (Figura 2.dd). A Análise de Variância não detectou diferença significativa entre as médias dos estratos para o atributo da riqueza ($F = 1.1198$; $p = 0,3646$).

Figura 2.dd – Box-Whisker plots da riqueza (S) por estrato no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011. BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais.

A Figura 2.ee mostra a distribuição das abundâncias nos quatro estratos. A coleta de 1029 indivíduos de *E. trilineata* nas baías permanentes explica o “outlier” expresso no gráfico. Da mesma forma que a riqueza, as médias das abundâncias entre os estratos não foram estatisticamente significantes ($F = 1.9745$; $p = 0.1503$; com transformação logarítmica).

Figura 2.ee – Box-Whisker plots da abundância (N) por estrato no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011. BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais.

A diversidade em cada estrato foi medida pelo Índice de Shannon (H'). A mediana apresentou o maior valor nos corixos e o menor nas baías temporárias. Os valores absolutos das medianas se mostraram próximos nas baías permanentes e rios principais, embora a variância dos dados tenha sido maior nas baías (Figura 2.ff).

Figura 2.ff – Box-Whisker plots do índice de diversidade de Shannon (H') por estrato no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011. BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais.

A ANOVA foi conduzida para verificar a existência de diferenças significativas entre as médias de H' dos estratos amostrados, resultando significativa ($F = 3.6938$; $p = 0.0290$). O teste LSD de Fisher de comparação de médias *a posteriori* (ZAR, 2010) detectou diferenças significativas ($0.01 < p < 0.05$) entre os corixos e os dois tipos de baías, permanentes e temporárias (Tabela 2.5).

Tabela 2.5 – Teste LSD de Fisher de comparação entre médias *a posteriori* para o índice de diversidade de Shannon (H') observado em cada estrato. Letras diferentes (a,b) indicam médias estatisticamente diferentes ($0.01 < p < 0.05$). BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais.

	<u>Estratos</u>	<u>Média</u>
a	Crx	3
ab	RPr	2.861
b	BTm	2.507
b	<u>BPe</u>	<u>2.486</u>

O índice J diferenciou bem dois grupos distintos: os ambientes lóticos (corixos e rios) e os lênticos (baías). Corixos e rios principais expressaram medianas próximas e mais altas

que os valores absolutos apresentados pelas baías (Figura 2.gg). Esse resultado reforça a diferença obtida no ajuste dos modelos de espécie-abundância para corixos/rios principais e baías permanentes/temporárias.

Figura 2.gg – Box-Whisker plots do índice de equabilidade de Pielou (J) por estrato no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011. BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais.

Para os valores do índice J, a ANOVA apontou diferenças significativas entre as médias dos estratos ($F = 3.9075$; $p = 0.0239$). O teste LSD de Fisher detectou diferenças significativas ($0.01 < p < 0.05$) entre rios principais e os dois tipos de baías e entre os corixos e os dois tipos de baías, sendo que as médias dos corixos e rios principais não foram estatisticamente diferentes (Tabela 2.6).

Tabela 2.6 – Teste LSD de Fisher de comparação entre médias a posteriori para o índice de equabilidade de Pielou (J) observado em cada estrato. Letras diferentes (a,b,c) indicam médias estatisticamente diferentes ($0.01 < p < 0.05$). BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais.

	<u>Estratos</u>	<u>Média</u>
a	RPr	0.7916
ab	Crx	0.7759
bc	BTm	0.6853
c	<u>BPe</u>	<u>0.6695</u>

A Figura 2.hh mostra as retas de regressão linear obtidas para cada estrato a partir dos dados de riqueza plotados em função da abundância de espécies. Em geral, os ambientes lóticos expressaram as menores abundâncias, embora exibam alta riqueza.

Abundância e riqueza foram mais correlacionadas nas baías temporárias ($r_{BTm} = 0,74$), e menos correlacionadas nos corixos ($r_{Crx} = 0,49$). Baías permanentes ($r_{BPe} = 0,61$) e rios principais ($r_{RPr} = 0,66$) apresentaram valores intermediários de coeficientes de correlação linear.

Figura 2.hh – Retas de regressão linear, por estrato, da riqueza pela abundância de peixes amostrados no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011. BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais. Equações das retas e valores de r em cada estrato: (BPe) $y = 0.0092x + 33.926$, $r = 0,61$, $n = 6$; (BTm) $y = 0.0101x + 27.915$, $r = 0,74$, $n = 6$; (Crx) $y = 0.016x + 38.583$, $r = 0,49$, $n = 8$; (RPr) $y = 0.0273x + 27.953$, $r = 0,66$, $n = 4$.

O gráfico de ordenação NMDS relacionando estratos e abundância taxonômica é mostrado na Figura 2.ii. Dos quatro estratos analisados, os corixos (Crx) apresentaram um padrão mais homogêneo (nuvem de pontos mais próximos um do outro). Mesmo assim, parece não existir um padrão de ordenação evidente entre as variáveis (as nuvens de pontos dos estratos estão sobrepostas), o que sugere que a ordenação NMDS não foi capaz de recuperar os principais padrões de similaridade/dissimilaridade entre as espécies e estratos. É equivalente dizer que a ordenação NMDS não evidenciou gradientes ou um padrão de organização na estrutura das comunidades ao relacionar estratos e abundância taxonômica.

Figura 2.ii – Diagrama de ordenação dado pela técnica de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) ao se relacionar a abundância taxonômica e os estratos ambientais. Valor calculado do estresse = 0.20 (n = 24). BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais.

Uma análise de correspondência canônica (CCA) foi utilizada para revelar alguma associação entre estratos e abundância taxonômica a partir dos fatores abióticos. Oxigênio dissolvido (OD) e profundidade (P) praticamente não mostraram qualquer influência; transparência da água (TR) e condutividade (C) estão opostamente relacionados às temperaturas (do ar TA e da água Tag) e ao potencial de oxidorredução (Redox). Nenhum padrão foi evidenciado com clareza pela CCA (Figura 2.jj).

Uma segunda análise de ordenação do tipo NMDS foi realizada na tentativa de se encontrar um padrão de ordenação entre a abundância das guildas tróficas e os estratos. No entanto, nenhum padrão foi encontrado. Mesmo os corixos, que se apresentaram de forma mais homogênea na análise anterior, não mostraram um padrão perceptível (Figura 2.kk). A ordenação NMDS não conseguiu separar os estratos com base na abundância trófica, de forma que as respectivas guildas parecem se distribuir ao acaso nos estratos.

Figura 2.jj – Diagrama de ordenação representando os dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica (CCA) para abundância taxonômica das assembleias de peixes, estratos e fatores abióticos (setas) em 2010 e 2011 (n = 24). BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais, Tr – transparência da água, C – condutividade elétrica, OD – oxigênio dissolvido, P – profundidade, Tag – temperatura da água, TA – temperatura do ar, Redox – potencial de oxidorredução.

Figura 2.kk – Diagrama de ordenação dado pela técnica de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) ao se relacionar as abundâncias das guildas tróficas de peixes e os estratos ambientais em 2010 e 2011. Valor calculado do estresse = 0.14 (n = 24). BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais, Herb – herbívoros, Detr – detritívoros, Oniv – onívoros, Inv.Ins – Invertívoros/insetívoros, Carn – carnívoros.

Ao se agregar os fatores abióticos em outra análise de correspondência canônica (CCA), nenhum padrão aparente foi encontrado. A transparência da água (Tr) e o potencial de oxidorredução (Redox) não influenciaram o padrão obtido, enquanto oxigênio dissolvido (OD) e profundidade (P) estão opostamente associados às temperaturas do ar (TA) e da água (Tag). O fator condutividade (C) esteve fracamente associado aos estratos corixos e as duas baías, mas não expressou relação com os rios principais (Figura 2.II).

Figura 2.II – Diagrama de ordenação representando os dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica (CCA) para composição trófica (guildas) das assembleias de peixes, estratos e fatores abióticos (setas) em 2010 e 2011 ($n = 24$). BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais, Tr – transparência da água, C – condutividade elétrica, OD – oxigênio dissolvido, P – profundidade, Tag – temperatura da água, TA – temperatura do ar, Redox – potencial de oxidorredução.

Tanto para a abundância taxonômica quanto para a abundância das guildas tróficas, os resultados das análises NMDS e CCA não revelaram agrupamentos relacionados ao tipo de estrato e/ou aos fatores abióticos. A implicação dessas constatações é que o padrão de distribuição das abundâncias de peixes em número e das guildas tróficas não pode ser explicada pelos quatro estratos ambientais nem atribuída aos fatores abióticos analisados.

2.4. DISCUSSÃO

2.4.1. Caracterização das espécies, riqueza e abundância

Para propósitos didáticos, Britski *et al.* (2007) incluem todos os peixes do Pantanal em cinco grupos principais: Otophysi (= Ostariophysi *sensu stricto*), Cyprinodontiformes, Cichlidae, invasores marinhos e relitos. Aproximadamente 86% da fauna ictiológica da região pertencem ao grupo dos Otophysi, que apresenta um conjunto único de ossículos – o aparelho de Weber – que faz a comunicação da bexiga natatória com o ouvido interno. Na América do Sul e especialmente no Pantanal existem três ordens de Otophysi bastante distintas entre si: Characiformes, Gymnotiformes e Siluriformes. Essas três ordens foram intensamente amostradas neste trabalho.

Os Cyprinodontiformes são peixes de pequeno porte, conhecidos como guarus e barrigudinhos; englobam também as espécies de peixes anuais⁸ da família Rivulidae, muito procuradas por aquaristas por apresentarem coloridos exuberantes e grande valor ornamental. No Pantanal, entretanto, existem poucas espécies desse grupo, duas delas coletadas nesse trabalho: *Melanorivulus punctatus* e *Pamphorichthys hasemani*.

Os ciclídeos são peixes da ordem Perciformes que apresentam os primeiros raios das nadadeiras dorsal, anal e pélvica transformados em espinhos. Acarás, apaiaris e tucunarés pertencem a esse grupo. A invasão biológica de populações de tucunarés no Pantanal (particularmente do gênero *Cichla*), de origem amazônica, está muito bem estabelecida em algumas regiões e relatada em alguns artigos (FERRAZ DE LIMA *et al.*, 1989, RESENDE *et al.*, 2008). A primeira introdução conhecida e monitorada de tucunarés no Pantanal ocorreu no rio Itiquira, na planície inundável à margem esquerda do rio Cuiabá, em 1987 (FERRAZ DE LIMA *et al.*, 1989), à montante do PNPM. A jusante do Parque, a maior concentração foi registrada, a partir do ano 2000, em Porto São Pedro, corixo Mata Cachorro, na área de influência dos alagados do rio Taquari, cerca de 50 km abaixo da confluência dos rios Paraguai e Cuiabá/São Lourenço (Prof. Dr. J. A. FERRAZ DE LIMA, *com. pess.*).

Provavelmente, existiram diferentes introduções e reintroduções motivadas pelo interesse da pesca amadora e esportiva, embora a identificação dos diferentes morfotipos ainda não está esclarecida. Ademais, é provável a existência de híbridos nessas populações. Embora seja conhecida a proximidade de tucunarés no entorno do PNPM, a espécie ainda não foi registrada nos limites da UC. No entanto, de acordo com o chefe do

⁸ Os gêneros Rivulus (e suas recentes sub-divisões) e Kryptolebias não são peixes com ciclo de vida anual (Prof. Dr. Wilson Costa, *com. pess.*).

PNPM, Prof. Dr. J. A. Ferraz de Lima, pode-se tratar de uma situação atual, uma vez que as introduções são dinâmicas e este peixe poderia se adaptar às águas barrentas do rio Cuiabá e atravessá-las. Nesse caso, os tucunarés alcançariam os corixos internos (canais meândricos) do PNP, mas dificilmente se estabeleceriam nas baías rasas, que ficam com a água muito barrenta no período seco (Prof. Dr. J. A. FERRAZ DE LIMA, *com. pess.*). O registro de tucunarés dentro do PNP, caso venha a ocorrer, deve merecer atenção máxima dos gestores da unidade, uma vez que a espécie é bastante agressiva, apresenta alto potencial invasor e pode ocasionar danos irreparáveis às populações nativas de peixes. O acompanhamento de espécies invasoras deve ser um dos pontos centrais de um futuro programa de monitoramento da ictiofauna.

As espécies que se originaram de grupos marinhos, isto é, aquelas que se estabeleceram em água doce num passado não muito remoto, foram agrupadas sob a denominação “invasores marinhos”. É o caso das raias (Potamotrygonidae), das sardinhas (Pristigasteridae), das agulhas (Belonidae), das pescadas (Scianidae) e dos linguados (Achiridae). A esse grupo também se costuma juntar a família Synbranchidae. Com exceção das famílias Pristigasteridae (que contém uma única espécie no Pantanal, *Pellona flavipinnis* (Valenciennes, 1836)) e Achiridae, representantes das demais foram amostrados nesse estudo.

Além dos grupos marinhos já mencionados, foram coletados 24 indivíduos de *Anchoviella* sp., gênero até então não registrado para o Pantanal. Desses, quatro exemplares foram coletados em um corixo (P1) e 20 numa baía temporária (P11). O corixo possui ligação direta com o rio Cuiabá, enquanto a baía recebe águas do rio Paraguai. Projetando-se uma linha reta entre os dois pontos, a distância aproximada é de 19 km. Logo, espera-se que outros exemplares possam ser encontrados nos limites do PNP em esforços futuros de coleta. Os 24 indivíduos, em caráter excepcional, foram encaminhados a pesquisadores do Museu de Zoologia da USP para descrição.

Esse gênero, *Anchoviella* Fowler, 1911, compreende 25 espécies de peixes de pequeno porte, que apresentam hábito marinho, estuarino ou dulcícola. Até 2009, no Brasil, nove espécies pertencentes ao gênero haviam sido registradas, sendo seis exclusivas de água doce. Revisando o gênero, Loeb (2009) redescreveu as espécies de água doce presentes nas bacias Amazônica e do São Francisco. Desse estudo, foram encontradas oito espécies, sendo cinco já descritas. Os exemplares coletados no PNP foram analisados por Loeb em agosto de 2012. Em primeira análise, Loeb (*com. pess.*) informou que os indivíduos examinados possam ser representantes de uma das espécies amazônicas a serem descritas. Dessa forma, Amazônia e Pantanal estariam compartilhando, pelo menos para este gênero, uma espécie proveniente de incursão marinha. Entretanto, estudos mais

aprofundados são necessários para esclarecer as relações filogenéticas e biogeográficas do gênero *Anchoviella*.

O último dos cinco grupos propostos por Britski *et al.* (2007) são os relitos. Sabe-se por registros fósseis que os relitos são grupos que tiveram ampla distribuição e foram dominantes no passado, mas hoje são representados por poucas formas. No Pantanal, esse grupo é representado por uma única espécie da família Lepidosirenidae, a pirambóia *Lepidosiren paradoxa* Fitzinger, 1837. Essa espécie não foi amostrada durante as coletas do presente trabalho, embora exista o registro de 12 exemplares capturados em três locais dentro do PNPM durante as coletas para a elaboração do Plano de Manejo do Parque. A espécie também foi registrada no seu entorno (IBAMA, 2003).

A riqueza obtida no presente trabalho ($S = 154$) amplia o inventário de peixes do PNPM, realizado entre os anos de 2001 e 2002, pelo método da Avaliação Ecológica Rápida, quando da elaboração do Plano de Manejo da UC (RESENDE & MACHADO, 2001; IBAMA, 2003). Naquele momento, 135 espécies haviam sido registradas para o Parque e em seu entorno; dessas, entretanto, 104 foram novamente amostradas em 2010 e 2011 (considerando-se as atualizações de nomenclatura taxonômica) e 30 espécies foram coletadas exclusivamente no inventário (ver Quadro I no Apêndice). Portanto, às 154 espécies registradas neste trabalho devem ser acrescidas as 30 exclusivas do Plano de Manejo, totalizando-se uma riqueza documentada de, pelo menos, 184 espécies de peixes para o PNPM até o momento, o que corresponde a aproximadamente 69% das espécies catalogadas para o Pantanal (BRITSKI *et al.*, 2007).

Nos dois momentos de coleta (2001-2002 e 2010-2011), as maiores riquezas e abundâncias de peixes foram obtidas nas amostragens realizadas junto à vegetação marginal, ao longo dos bancos de macrófitas que contornam os rios, corixos e baías. Essa comunidade mais diversa resulta da complexidade estrutural promovida pelas macrófitas, que proporcionam à fauna aquática maior variedade de microhábitats (PETRY *et al.*, 2003). Ao fornecer substratos para desova, refúgio contra predadores e alimento em abundância, esses ambientes podem abrigar um número maior de indivíduos e espécies de peixes em relação às áreas mais abertas da coluna d'água (BAGINSKY *et al.*, 2007). Logo, a manutenção desses bancos de vegetação é fundamental para a integridade ambiental do Parque e para a conservação das diversas populações de peixes.

Com relação ao uso das espécies, embora algumas sejam exploradas com fins ornamentais (e.g. *Abramites hypselonotus*, *Gasteropelecus sternicla*, *Farlowella paraguayensis*, *Gymnocorymbus ternetzi*, *Moenkhausia forestii*, *Apistogramma borellii* e congêneres) e outras utilizadas como iscas vivas (*Gymnotus* cf. *carapo* e *Synbranchus marmoratus*), nenhuma das espécies coletadas está citada na atual lista nacional de espécies ameaçadas de extinção (MACHADO *et al.*, 2008). No entanto, o próprio Plano de

Manejo do PNPM (IBAMA, 2003) alerta sobre indícios de sobrepesca nas populações de pacu (*Piaractus mesopotamicus*) e recomenda o monitoramento das populações de curimatã (*Prochilodus lineatus*), uma vez que se esperava uma maior abundância dessa espécie nas amostragens.

Sobretudo na última década, é conhecida a redução generalizada de peixes, seja por consequência dos barramentos para construção de empreendimentos hidrelétricos, seja pela pesca não manejada em bases sustentáveis ou em decorrência da intensa degradação ambiental dos ecossistemas aquáticos (EMBRAPA, 2012). Nesse sentido, algumas espécies que são alvo de pesca, como o dourado *Salminus brasiliensis*, jaú *Zungaro jahu* e surubim-pintado *Pseudoplatystoma corruscans* carecem de igual esforço de monitoramento e conservação.

O surubim-pintado, *P. corruscans*, peixe de distribuição nas bacias do São Francisco, alto Paraná e Paraguai, teve suas populações intensamente deplecionadas nas duas primeiras (CREPALDI *et al.*, 2006; BARBOSA & SOARES, 2009), mantendo os remanescentes viáveis especialmente na Bacia do Alto Paraguai (BAP). De acordo com as categorias e critérios da IUCN utilizados na elaboração das listas estaduais de espécies ameaçadas, o pintado é considerado “criticamente ameaçado” no Estado de São Paulo (SMA, 2009), “vulnerável” no Rio Grande do Sul (MARQUES *et al.*, 2002), “quase ameaçado” no Paraná (IAP, 2004) e em Minas Gerais (FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, 2008).

Durante as amostragens de peixes, nos dois anos consecutivos, foi frequente a observação de exemplares ovados da família Sternopygidae. Embora esses dados não tenham sido quantificados, pode-se inferir que os ambientes do PNPM contribuem para o ciclo de vida dessas espécies, especialmente nas fases de recrutamento. As tuviras (Gymnotiformes) são utilizadas como isca viva para captura de espécies nobres como o pintado *P. corruscans* e a cachara *P. reticulatum*. Assim, a pesca de iscas tem grande importância social e econômica no Pantanal. A captura de iscas vivas representa 70% da renda total média das famílias e 73% dos isqueiros obtêm toda a sua renda desta atividade (MORAES & ESPINOZA, 2001). Em 2009, patamares de 375 toneladas/ano foram registradas na Bacia do Alto Paraguai no Estado do Mato Grosso do Sul, sendo 185 t (49,3%) provenientes da pesca profissional (estimativa de captura) e 190 t (50,7%) da pesca esportiva (EMBRAPA, 2012).

Em relação às estratégias reprodutivas, Resende & Santos (2002) salientam que pelo menos quatro estratégias podem ser observadas nos peixes do Pantanal. A primeira se refere aos migradores de longa distância, que utilizam as regiões de cabeceiras dos rios para a realização do ato reprodutivo. A maioria dos peixes de valor comercial (pacus *Piaractus mesopotamicus*, surubim-pintado *P. corruscans*, cachara *P. reticulatum*,

piraputanga *Brycon hilarii* e dourado *Salminus brasiliensis*) pertence a essa categoria. A segunda estratégia é utilizada por espécies como as tuviras *Gymnotus* cf. *carapo* e os pacus-peva *Mylossoma duriventre* que, durante o período de enchente, realizam pequenos deslocamentos entre a planície de inundação e o canal do rio para a reprodução. A terceira estratégia é adotada pelas espécies de piranhas (dos gêneros *Pygocentrus* e *Serrasalmus*) e traíras (*Hoplias* aff. *malabaricus*), que se reproduzem na cheia na planície de inundação. Finalmente, algumas espécies de ciclídeos se reproduzem na planície de inundação no período de seca, sendo a quarta estratégia reprodutiva conhecida (IBAMA, 2003).

Foi detectada a presença de peixes migradores em todos os estratos amostrados do PNPM, com destaque para a cachara, *P. reticulatum*, presente nos quatro ambientes. Este resultado evidencia a importância do PNPM para a conservação dos recursos pesqueiros da BAP, sobretudo porque ao gênero *Pseudoplatystoma* compreende as espécies sobre a qual incide o maior esforço de pesca comercial e esportiva em toda a Bacia do Alto Paraguai (BAP). A pequena quantidade de indivíduos coletados está relacionada à etapa do ciclo reprodutivo anual. No final da estação seca ocorre forte migração reprodutiva e os cardumes de peixes migradores adultos encontram-se mais deslocados rio acima (FERRAZ DE LIMA, 1987; CAROLSFELD *et al.*, 2003). Contudo, ainda neste período de seca, em que foram realizadas as amostragens, foi possível a captura de exemplares das principais espécies comercializadas e igualmente desejadas pela pesca esportiva.

Estudos de comunidades de peixes no Pantanal costumam amostrar grandes quantidades de indivíduos. Muniz (2010), por exemplo, coletou 90.041 espécimes no Sistema de Baías Caiçaras, em coletas realizadas bimestralmente de setembro de 2005 a setembro de 2007. Adotando-se a mesma frequência de coleta, esse número seria facilmente superado se todas as amostragens fossem realizadas no interior do PNPM. A cada dia de coleta deste trabalho, em média, foram amostrados mais de 1700 peixes. Por isso, em ambientes de tamanha abundância como o Pantanal e a Amazônia, cabe aos pesquisadores refletir sobre a real necessidade de amostragens tão intensas para responder aos objetivos da pesquisa.

2.4.2. Estrutura da comunidade: estimadores de riqueza e modelos espécie-abundância

A riqueza total (S) é uma das medidas mais primárias de diversidade em estudos ecológicos de comunidades. Curvas de acumulação de espécies, também chamadas de curva do coletor, ilustram o número cumulativo de espécies registradas em função do esforço amostral. No entanto, essas curvas não revelam diretamente a riqueza total da

comunidade, a menos que as amostragens tenham sido exaustivas. Por esse motivo, alguns métodos foram desenvolvidos para se estimar a riqueza total a partir de amostras, sendo que as abordagens dependem da extrapolação das curvas de acumulação. Estimadores não paramétricos costumam ser mais poderosos e preferidos nesses estudos (MAGURRAN, 2011).

Todos os estimadores apresentam vantagens e desvantagens: alguns são mais simples (Jackknife 1 e Chao 1), outros mais complexos (*bootstrap*). No entanto, os estimadores Jackknife têm sido mais comuns em estudos ecológicos (MAGURRAN, 2011), talvez pela facilidade de cálculo. Neste trabalho, o número de espécies consideradas para o cálculo dos estimadores foi de 146 (foram excluídas as oito espécies exclusivas do arrasto de fundo). Sabe-se, no entanto, que existem pelo menos 184 espécies registradas no PNPM, considerando os dados do Plano de Manejo. O cálculo do estimador Jackknife 1 retornou um valor de 171 espécies (170.9167 ± 7.514107^9), contido no intervalo máximo de confiança do erro padrão da média. Logo, as amostragens podem ser consideradas suficientes e representativas do universo da comunidade local de peixes.

A estrutura de uma comunidade é frequentemente analisada em relação à distribuição das abundâncias, que pode se ajustar bem ou mal aos modelos de espécie-abundância existentes. Gráficos que ordenam as espécies (da mais para a menos abundante) em função de suas abundâncias relativas são chamados de *Whittaker plots* e são amplamente utilizados para representar de forma simples e rápida a estrutura de uma comunidade. O padrão geral observado nesse tipo de gráfico é a ocorrência de muitas espécies raras, presença moderada de espécies intermediárias e poucas espécies abundantes. Porém, outros padrões são possíveis dependendo do grau de desenvolvimento estrutural (maturidade) da comunidade (KREBS, 1998).

O modelo de *broken stick* é típico de comunidades maduras, com nichos diversificados e assembleias relativamente balanceadas de espécies, que apresentam menor desequilíbrio entre espécies raras e abundantes. Por esse motivo, deve revelar uma distribuição muito uniforme, tão uniforme que talvez nunca seja encontrada em comunidades naturais. Nessa situação, a abundância seria proporcional à utilização simultânea de recursos, uma vez que as espécies, supostamente, repartiriam um dado recurso no mesmo espaço e tempo. A aproximação a esse modelo sugere que um fator ecológico importante está sendo dividido de maneira uniforme entre espécies (MAGURRAN, 2011). Os dados de abundância obtidos no presente trabalho não se ajustaram a uma distribuição *broken stick*, provavelmente em função do grande número de espécies raras. Como o modelo de *broken*

⁹ Erro padrão da média. Para se calcular o intervalo de confiança, deve-se multiplicar esse valor por 1.96. Portanto, o intervalo de confiança resulta no mínimo de 155 e máximo de 184 espécies.

stick prevê alta equabilidade entre as espécies, ele é mais adequado para assembleias de espécies mais homogêneas.

Diferente do modelo de *broken stick* é a série geométrica: característica de comunidades pioneiras, nos primeiros estágios da sucessão, pobres em espécies, porém abundantes. Por isso, é representada por uma reta descendente. A série geométrica, desenvolvida por Motomura (1932), foi a primeira tentativa de se estabelecer uma relação matemática entre o número de espécies e o número de indivíduos em determinada amostra (FERREIRA & PETRERE-JR, 2008). Também chamada de hipótese de pré-esvaziamento de nicho, postula que a espécie dominante “pré-esvazia” uma proporção k de um recurso limitante, a segunda espécie mais dominante explora a mesma proporção k do que restou e assim por diante, até que todas as espécies da comunidade tenham se acomodado, sem sobreposição de nicho. Ou seja, essa distribuição assume poucas espécies muito dominantes e as restantes como sendo relativamente raras (MAGURRAN, 2011). A série geométrica também não refletiu a distribuição das abundâncias relativas deste trabalho.

A log normal (também chamada de log normal truncada) é a distribuição mais comum na maior parte das assembleias estudadas por ecólogos, desde que a comunidade seja relativamente grande e próxima do clímax (MAGURRAN, 2011). Nela, as espécies de abundância intermediária são as mais frequentes. Como se trata de uma distribuição bastante comum em grandes conjuntos de dados (não só biológicos), a busca por explicações ecológicas motiva discussões na literatura (consultar revisão de MCGILL *et al.*, 2007). De acordo com o teorema do limite central, quando um grande número de fatores age para determinar o valor de uma variável, variações ao acaso nesses fatores irão resultar na distribuição log normal dessa variável (MAY, 1975). Aplicado à ecologia de comunidades, se as abundâncias das espécies seguem uma distribuição log normal, sendo a variável o número de indivíduos por espécie, os fatores determinantes são todos os processos que regem as assembleias biológicas (MAGURRAN, 2011).

Embora o modelo se mostre robusto, as principais críticas se dirigem ao fato da distribuição log normal não prever adequadamente, com dados empíricos, as espécies de baixa abundância e/ou raras. Em geral, o modelo subestima esses valores, especialmente em locais ricos em espécies, como os ambientes tropicais (MCGILL *et al.*, 2007; MAGURRAN, 2011). Nesses ambientes, o desafio não é modelar as espécies abundantes, mas sim as raras. Focando o presente trabalho, as abundâncias amostradas nos corixos e rios principais se ajustaram melhor à distribuição log normal, enquanto os dois tipos de baía seguiram o modelo Zipf-Mandelbrot, aplicado por alguns autores (FRONTIER 1985, 1994; WILSON 1991; WILSON *et al.* 1996; JUHOS & VÖRÖS, 1998).

Ao se analisar as distribuições espécie-abundância dos quatro estratos ambientais investigados (Figuras 2.i a 2.l), e tendo em mente a formação de dois grupos distintos

(distribuição log normal para ambientes lóticos e Zipf-Mandelbrot para os lênticos), buscou-se interpretar as razões ecológicas que levaram a essa distinção. Embora diferentes distribuições possam se aplicar igualmente bem a diferentes conjuntos de dados, o ajuste a modelos distintos pode revelar atributos ecológicos que estavam ocultos na comunidade até então. Logo, a pergunta levantada foi: o que difere um grupo do outro? Provavelmente as respostas estão na composição das espécies raras. A ocorrência de mais espécies raras com um único indivíduo (*singleton*) nas baías, sobretudo nas permanentes (BPe), cambiou o modelo da log normal para o de Zipf-Mandelbrot que, na prática, se ajustou melhor a maiores abundâncias relativas de espécies raras. O modelo de Zipf-Mandelbrot deriva da teoria de fractais e da linguística quantitativa e, devido à sua complexidade, é ainda pouco utilizado na literatura ecológica.

Além disso, há debates se o modelo log normal é a distribuição esperada para assembleias grandes e não perturbadas, uma vez que as distribuições empíricas log normal tendem a ser assimétricas para a esquerda em escala logarítmica. O problema é que essa distribuição é tão versátil que acaba sendo fraca como discriminadora de comunidades. No entanto, evidências de que assembleias biológicas naturais seguem uma distribuição log normal totalmente revelada seria um resultado interessante (MAGURRAN, 2011). Em ambientes muito ricos, faz sentido supor que as espécies abundantes terão tantos quantos indivíduos o ambiente suportar. Assim, o desafio é encontrar e explicar os fatores que sustentam e mantêm o binômio “baixa-abundância-alta-riqueza” de espécies raras, mesmo diante de interações como a competição por nicho e recursos, predação, fatores abióticos desfavoráveis, entre outros.

Uma aplicação prática de se estudar modelos de espécie-abundância é que sua alteração ao longo do tempo pode indicar perturbações ambientais, servindo como indicadores para uma gama de distúrbios antrópicos. Esses modelos têm se prestado a tal finalidade, especialmente em comunidades biológicas de ambientes temperados. Em ambientes não perturbados, as distribuições geralmente se ajustam a modelos log normal, como ocorreu aqui quando se utilizou os dados da assembleia total de peixes. Em ambientes perturbados, e dependendo do grau do distúrbio, as distribuições se transformam em séries logarítmicas (HILL & HAMER, 1998).

De qualquer maneira, para que os modelos de espécie-abundância possam funcionar como indicadores de perturbações antrópicas, é preciso conhecer os padrões das comunidades biológicas alvo em situações naturais, isto é, livres de estresse antrópico, a fim de se evitar conclusões equivocadas. Em adição a esse fato, variações interanuais de abundância são comuns em comunidades biológicas, e suas razões podem não estar necessariamente associadas a impactos (MAGURRAN, 2011).

2.4.3. Guildas tróficas

Consultando-se a literatura a respeito da composição das guildas tróficas, hábitos alimentares distintos são descritos para uma mesma espécie coletada neste trabalho. No entanto, estudos confirmam a elevada plasticidade alimentar apresentada pelas espécies de peixes em regiões tropicais (AGOSTINHO *et al.*, 1997; CORRÊA *et al.*, 2009). Embora existam grupos tróficos especializados, as condições sazonais (seca/cheia) podem alterar o padrão alimentar das espécies, sendo este fato facilmente verificado pelas variações constantes na dieta. Uma vez que os rios no Pantanal exibem vastas planícies de inundação, comunidades de peixes com estruturas tróficas diversificadas e ricas são relatadas com frequência na literatura (RESENDE & PALMEIRA, 1999; BAGINSKY *et al.*, 2007; MUNIZ, 2010 e os demais citados na introdução deste capítulo).

A flexibilidade trófica pode ser entendida como a habilidade de uma espécie em tirar proveito de uma fonte alimentar mais vantajosa em um dado tempo (GERKING, 1994; ABELHA *et al.*, 2001). A perspectiva de que a dieta reflita a disponibilidade de alimento no ambiente é um importante fator a se levar em conta quando se analisa a estrutura das assembleias de peixes e as suas interações com o meio, pois essa versatilidade alimentar é um traço marcante na ictiofauna fluvial tropical (WINEMILLER, 1989; WOOTTON, 1999). Porém, embora o espectro alimentar possa ser influenciado pelas condições ambientais, oscilações na dieta dependem e esbarram na biologia de cada espécie. Essas considerações demonstram as dificuldades em se estabelecer padrões alimentares específicos e fidedignos para as espécies de peixes tropicais (ABELHA *et al.*, 2001).

Com frequência, os peixes são classificados na literatura como: generalistas, especialistas ou oportunistas (GERKING, 1994). Em geral, generalistas são predominantes em rios, enquanto especialistas dominam os lagos (LOWE-McCONNELL, 1999). Quando os ambientes estão bem delimitados, isso parece funcionar bem. Por outro lado, em planícies alagáveis como o Pantanal, rios e lagos estão em constante comunicação sazonal. Nesses casos, a especialização alimentar não tem característica adaptativa em comunidades que exploram habitats efêmeros (ARAÚJO-LIMA *et al.*, 1995), mas pode estar relacionada a alimentos preferenciais em função da disponibilidade e abundância de recursos nesses ambientes.

Neste trabalho, as espécies foram distribuídas em cinco guildas tróficas, tendo como objetivo, além da caracterização da estrutura alimentar das assembleias, também a aplicação de métricas do IIB que tem a ver com a composição trófica. Levando-se em consideração a riqueza amostrada no PNPM ($S = 154$), algumas simplificações ou generalizações foram feitas, a fim de que as espécies cumprissem minimamente os requisitos de enquadramento em cada guilda. Iliófagos (e.g. *Prochilodus lineatus*) foram

considerados detritívoros; oofagia (*Amaralia hypsiura*) foi interpretada como carnívora; zooplanctófagos (e.g. *Psellogrammus kennedyi*) estão enquadrados na guilda insetívora/invertívora. Algumas particularidades: *Mesonauta festivus* se alimenta basicamente de perifíton e foi, portanto, considerada uma espécie herbívora; *Serrapinnus microdon* é bentívora (ALVES *et al.*, 2011) e foi contemplada na guilda onívora. Interpolações do hábito alimentar predominante na família foram assumidas para as espécies quando nenhum registro específico foi encontrado. Isso aconteceu, por exemplo, para *Pamphorichthys hasemani*. Como seu hábito alimentar é desconhecido e a maioria dos poecilídeos tende a insetivoria/invertivoria (ARTHINGTON, 1989; Prof. Dr. Carlos Augusto Figueiredo, *com.pess.*), sua guilda trófica foi assumida como tal.

Além das características e possibilidades biológicas apresentadas pelas espécies, fatores ambientais também influenciam e podem contribuir para ampliar a plasticidade trófica. Por exemplo, o regime hidrológico interfere diretamente no hábito alimentar dos peixes e se reflete na sazonalidade da dieta (GERKING, 1994; WOOTTON, 1999). Grande quantidade de matéria orgânica, proveniente da vegetação terrestre inundada, é utilizada como fonte de alimento para os peixes, sobretudo nos períodos de enchente e cheia. Tal disponibilidade diminui drasticamente nos períodos secos, quando as águas estão baixas (JUNK, 2001). Em um estudo realizado no rio Cuiabá e na lagoa Chacororé, investigando-se a influência do ciclo hidrológico na dieta e na estrutura trófica da ictiofauna da região, *Abramites hypselonotus* foi considerado herbívoro em águas altas e detritívoro em águas baixas (CORRÊA *et al.*, 2009); *Pimelodus argenteus* se mostrou piscívoro em águas altas e onívoro em águas baixas. O exemplo dessas duas espécies ilustra a plasticidade trófica de muitas outras amostradas no presente trabalho e que também poderiam ser citadas e discutidas.

Situação semelhante ocorreu com *Synbranchus marmoratus*: a espécie foi registrada como sendo insetívora/invertívora por Bulla *et al.* (2005) e Ximenes *et al.* (2011); carnívora por Britto (2008) e onívora por Bozzetti & Schulz (2004), sempre analisando-se indivíduos adultos (diferenças alimentares entre larvas e adultos são esperadas). No entanto, essa e algumas outras espécies (e.g. *Hoplias malabaricus*) devem ser analisadas cuidadosamente, por se tratar de prováveis complexos de espécies e que podem, portanto, apresentar hábitos alimentares distintos.

A guilda mais representada em riqueza e abundância foi a insetívora/invertívora, que pode ser explicada pelo fato da maior quantidade de espécies amostrada neste trabalho ter sido coletada nos bancos de macrófitas. Como as espécies associadas à vegetação marginal se alimentam predominantemente de insetos e pequenos invertebrados, isso se refletiu na composição das guildas. Muniz (2010) encontrou resultados similares trabalhando no Sistema de Baías Caiçaras, no norte do Pantanal, em Cáceres/MT. Para as mesmas

cinco guildas analisadas neste trabalho¹⁰, 65,55% dos indivíduos amostrados na Baía Caiçara Inferior foram invertívoros/insetívoros. Ao contrário deste trabalho, que amostrou peixes apenas no período seco, Muniz também coletou na cheia, vazante e enchente. No entanto, as maiores abundâncias foram amostradas na seca, representando 61,8% dos indivíduos coletados na Baía Caiçara Inferior. Esses resultados corroboram a hipótese da estiagem ser um bom período para a realização de amostragens no Pantanal.

2.4.4. Efetividade e seletividade dos petrechos de pesca

Dos 14 pontos amostrados para o inventário da ictiofauna no Plano de Manejo, quatro se localizam no entorno do Parque e não foram, portanto, amostrados no presente trabalho. Dos 10 pontos restantes, seis apresentam alguma equivalência geográfica com pelo menos um dos 12 pontos de coleta. O Quadro 2.3 sintetiza uma descrição das localidades amostradas no Plano de Manejo, fornece as coordenadas geográficas e os petrechos utilizados para a coleta dos peixes. A última coluna, “observações”, traz a comparação espacial entre os pontos amostrais do Plano de Manejo e desse trabalho; em seguida, a Figura 2.mm traz uma visualização espacial desses pontos em imagem de satélite.

Sobre os petrechos utilizados para realizar os inventários ictiofaunísticos do Plano de Manejo, somente a rede de lance não foi adotada neste trabalho entre os métodos de coleta de peixes. Isso porque esse aparelho é indicado para rios com correnteza, caudalosos, que possibilitem a “corrida” da rede. Dentre os 12 pontos selecionados, somente dois possuem essa característica (rios Cuiabá e Paraguai). Como os métodos devem ser padronizados em todos os pontos para a aplicação do IIB, e diante da impossibilidade do uso da rede de lance em todas as localidades, ela foi descartada. No entanto, tal fato pode explicar a ausência de espécies como o *Salminus brasiliensis* (dourado) e o *Zungaro jahu* (jaú) nas amostragens, peixes facilmente capturados com esse aparelho de pesca. Para amostragens futuras, recomenda-se fazer uso desse petrecho de forma complementar.

¹⁰ A única diferença é a guilda trófica aqui denominada de carnívora, Muniz (2010) denomina piscívora.

Quadro 2.3 – Breve descrição dos ambientes amostrados para o levantamento da ictiofauna durante a elaboração do Plano de Manejo no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, em 2001 e 2002. (*) T = tela; TMG = tarrafa de malha grande; TMP = tarrafa de malha pequena; AMG = arrastão de malha grande; AMP = arrastão de malha pequena; RL = rede de lance; B = pesca de batida.

Código	Descrição sucinta	Coordenadas geográficas	Petrechos utilizados*	Observações
RCVA-1	Rio Cará-cará, margem coberta de vegetação aquática.	17°43'22" S; 57°20'59" O	T, AMP,TMP	Sem ponto equivalente.
RCBC-1	Rio Cará-cará do Burro, fundo da baía do Sucuri.	17°45'58" S; 57°22'03" O	AMG, AMP, TMP,T	Sem ponto equivalente.
BBCA-1	Baía do Burro, margem com vegetação aquática.	17°49'56" S; 57°23'07" O	T	Próximo ao P3.
RSME-1	Rio S. Lourenço (Cuiabá), proximidades da boca da baía do Burro, a jusante e montante.	17° 50'48" S; 57°23'29" O	TMG, RL, B	Próximo ao P4.
MCVA-1	Área inundada com vegetação aquática, em frente ao Morro do Cará-cará.	17°51'09" S; 57°26'30" O	T	Próximo ao P8.
MCAR-1	Área inundada, com arrozal silvestre, em frente ao Morro do Cará-cará.	17°50'26" S; 57°26'42" O	T, TMP	Próximo ao P8.
RABT-1	Rio Alegre, com batume bem desenvolvido nas margens.	17°37'37" S; 57°24'49" O	T, TMP, TMG	Sem ponto equivalente.
B3VA-1	Baía Três Bocas, próximo à boca do rio Paraguai, com macrófitas e vegetação ripária desenvolvida.	17°51'11" S; 57°28'28" O	T	Próximo ao P7.
RPCM-1	Rio Paraguai, centro e margens, próximo às placas de sinalização do Parque.	17°51'33" S; 57°28'43" O	TMG	Próximo ao P6.
CZD-1	Córrego Zé Dias, curso médio	17°52'24" S; 57°31'32" O	T, AMP	Sem ponto equivalente, fora do Parque.
CZD-2	Córrego Zé Dias, curso inferior, próximo à desembocadura na baía.	17°52'04" S; 57°31'07" O	T, AMP	Sem ponto equivalente, fora do Parque.
BZDVA-1	Baía Zé Dias, vegetação aquática no meio da baía.	17°52'08" S; 57°30'49" W	T	Sem ponto equivalente, fora do Parque.
BZDVA-2	Baía Zé Dias, margem com vegetação aquática.	17°52'01" S; 57°30'39" O	T	Sem ponto equivalente, fora do Parque.
RPBM-1	Rio Paraguai, boca do rio Moquém.	17°51'49" S; 57°30'36" O	TMG, TMP	Sem ponto equivalente, fora do Parque.

Figura 2.mm – Espacialização dos pontos amostrais do Plano de Manejo (balões rosas com pontos) e desse trabalho (marcadores amarelos) sobre os limites do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense. Em vermelho, pontos do Plano de Manejo localizados fora dos limites do Parque.

Em quase todas as localidades amostradas para o componente ictiofauna no Plano de Manejo, a riqueza foi maior em setembro/2001, período de águas baixas no PNPM. Muniz (2010) encontrou resultados semelhantes no Sistema de Baías Caiçaras, localizado na porção norte do Pantanal Mato-grossense. O autor atribuiu esse maior número de espécies na estiagem ($S = 141$) à conexão rio-baía, frequente em muitas baías laterais da planície pantaneira. Por outro lado, nas coletas para o Plano de Manejo do PNPM, a abundância de espécies variou entre os períodos investigados.

A Tabela 2.7 mostra as espécies mais abundantes por localidade e por período de amostragem, que representam as estações de cheia (abr/2001), vazante (jun/2001) e seca (set/2001). Embora uma comparação direta com os resultados obtidos no presente trabalho não seja possível, algumas características comuns merecem destaque. *Eigenmannia trilineata*, *Otocinclus vittatus* e *Serrapinnus calliurus* figuraram entre as 10 espécies mais abundantes no período seco de 2010-2011 e foram igualmente abundantes no mesmo período de 2001.

Tabela 2.7 – Espécies mais abundantes, seguidas da quantidade de exemplares coletados, em cada ponto amostrado no Plano de Manejo do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense. O esforço amostral, entretanto, não foi padronizado. Fonte: IBAMA, 2003. (*) Nomes científicos revisados e atualizados. (**) Espécie pertencente ao complexo Moenkhausia, identificada como *M. bonita* no presente trabalho. (***) Espécie pertencente ao complexo Moenkhausia, identificada como *M. foresti* e *M. oligolepsis* no presente trabalho, sendo diferenciadas pela interrupção da linha lateral em *M. foresti*.

Código	Abril/2001	Junho/2001	Setembro/2001
RCVA-1	<i>Psellogrammus kennedyi</i> (17)	<i>Aphyocharax anisitsi</i> (34)	<i>Eigenmannia trilineata</i> (84)
RCBC-1	<i>Aphyocharax dentatus</i> (11)	<i>Aphyocharax dentatus</i> (57)	<i>Mylossoma duriventre</i> * (47)
BBCA-1	<i>Triportheus nematurus</i> * (430)	<i>Eigenmannia trilineata</i> (107)	<i>Eigenmannia trilineata</i> (115)
RSME-1	<i>Piaractus mesopotamicus</i> (35)	<i>Pterodoras granulosus</i> (12)	<i>Otocinclus vittatus</i> (354)
MCVA-1	<i>Moenkhausia intermedia</i> ** (12)	<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> *** (19)	<i>Serrapinnus calliurus</i> * (263)
MCAR-1	<i>Roeboides affinis</i> * (8)	<i>Pyrrhulina australis</i> (9)	Ambiente seco, não houve captura (0)
RABT-1	<i>Triportheus nematurus</i> * (49)	<i>Pyrrhulina australis</i> (7)	<i>Potamorhina squamoralevis</i> (128)
B3VA-1	<i>Odontostilbe pequirá</i> * (6)	<i>Characidium laterale</i> (15)	<i>Eigenmannia trilineata</i> (57)
RPCM-1	<i>Serrasalmus marginatus</i> (5)	Não houve captura (0)	<i>Mylossoma duriventre</i> * (7)
CZD-1	<i>Astyanax asuncionensis</i> * (34)	<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> *** (239)	<i>Moenkhausia intermedia</i> ** (92)
CZD-2	<i>Moenkhausia intermedia</i> ** (9) e <i>Pyrrhulina australis</i> (9)	<i>Jupiaba acanthogaster</i> * (38)	<i>Poptella paraguayensis</i> (58)
BZDVA-1	<i>Hypostomus</i> sp. (4)	<i>Moenkhausia intermedia</i> ** (368)	<i>Moenkhausia intermedia</i> ** (14)
BZDVA-2	<i>Pyrrhulina australis</i> (8)	<i>Apistogramma trifasciata</i> (16)	<i>Moenkhausia intermedia</i> (14)
RPBM-1	Não houve captura (0)	Não houve captura (0)	<i>Mylossoma duriventre</i> * (47)

Todas as demais espécies abundantes em 2001, em qualquer período, foram coletadas em 2010-2011, mas em abundâncias diferentes. Isso se deve ao fato das amostragens para o inventário do Plano de Manejo não terem sido padronizadas quanto ao esforço de coleta e aos petrechos utilizados, motivos que impediram a comparação direta com os resultados aqui obtidos. A propósito, a falta de padronização nas amostragens é

uma crítica que se pode fazer aos inventários de Planos de Manejo de Unidades de Conservação de maneira generalizada.

A não padronização no momento do inventário, quando ela é possível, dificulta qualquer comparação desses dados com dados gerados em estudos futuros, o que representa uma perda de oportunidade para a produção de conhecimento científico local. Ao se imaginar que a maioria das UC brasileiras, especialmente as de Proteção Integral, é de difícil acesso e demandam grande esforço de logística, torna-se imprescindível esse cuidado no planejamento do delineamento amostral dos inventários não só de peixes, mas de todos os grupos taxonômicos que sejam focos dos Planos de Manejo.

2.4.5. Estratos, fatores abióticos e composição taxonômica e trófica das assembleias

Determinar os fatores responsáveis pelos padrões de distribuição e abundância das espécies é uma meta comum em estudos de ecologia de comunidades (BEGON *et al.*, 2006). As variações sazonais no Pantanal estão intimamente associadas ao pulso de inundação que caracteriza esse bioma. A alternância entre seca e cheia em um curto período de tempo permite uma rápida ciclagem de nutrientes, o que torna os ambientes altamente produtivos. Isso explica, em parte, a grande concentração e abundância de peixes e aves aquáticas, que também utilizam a planície de maneira sazonal (SIGNOR *et al.*, 2010). A partir da formação desses estratos ambientais, que podem estar conectados ou não, pode-se inferir que o principal fator que rege a paisagem pantaneira e, por consequência influencia a estrutura das comunidades biológicas residentes, é a alternância dos períodos de cheia e seca, que ora favorece as espécies ligadas às fases de cheia, ora favorece as espécies mais adaptadas à seca.

Teorias ecológicas importantes foram lançadas a fim de ampliar a capacidade preditiva sobre as comunidades biológicas dos sistemas aquáticos, em especial ao compartimento “rio”, com o objetivo de se delinear uma estrutura conceitual para o entendimento dos fenômenos ecológicos que ali ocorrem. Dentre elas, destacam-se a teoria do *continuum* fluvial (VANNOTE *et al.*, 1980), a do pulso de inundação (JUNK *et al.*, 1989) e o conceito de descontinuidade em série (WARD & STANFORD, 1995). As duas primeiras se caracterizam por abordar, respectivamente, as dimensões longitudinal (dentro do canal) e lateral (interface canal principal e planície de inundação) como fatores geradores essenciais dos processos ecológicos num dado sistema fluvial. O conceito de descontinuidade em série, embora aborde essas mesmas dimensões, está centrado numa concepção teórica para a introdução de obstáculos, naturais ou antrópicos (por exemplo, represas), ao longo

do rio, os quais alterariam os processos bióticos e abióticos no sistema. Obviamente, todas essas teorias estão inter-relacionadas e apresentam características complementares.

Fundamentando-se na teoria do *continuum* fluvial, que considera a continuidade como um aspecto derivado dos gradientes desenvolvidos pelos rios em seu percurso, os processos ecológicos ocorridos a jusante de um ponto são resultantes dos fenômenos ocorridos a montante, de maneira que os rios se comportam como integradores da paisagem (VANNOTE *et al.*, 1980). A lateralidade, por sua vez, diz respeito à relação entre o canal fluvial e sua área de entorno terrestre. Dois dos principais componentes funcionais da dimensão lateral dos rios são: a formação da área de inundação e a composição das matas ciliares (JUNK *et al.*, 1989).

As características estruturais e funcionais nas zonas de transição (ecótonos) de áreas alagáveis são afetadas primeiramente pelo regime hidrológico, conforme já discutido. Espacial e temporalmente, as diferenças na magnitude, frequência e duração do pulso hidrológico, determinadas pela elevação do nível de água no canal do rio e seu extravasamento lateral, resultam numa variedade de condições para os ecótonos (HENRY, 2003). Em áreas úmidas, como as planícies de inundação, essa ação do pulso hidrológico tem efeito fundamental na biodiversidade, sendo a conectividade entre os ambientes laterais da planície determinante na riqueza de espécies (WARD *et al.*, 1999). A variabilidade espaço-temporal das inundações, portanto, determina os processos ecológicos e influencia as atividades humanas no Pantanal (PADOVANI, 2010).

O conceito de pulso de inundação (JUNK *et al.*, 1989) foi desenvolvido para explicar o funcionamento dos sistemas alagáveis de várzea na Amazônia; entretanto, esse conceito tem sido aplicado para também explicar a sazonalidade das inundações no Pantanal. Em essência, o pulso de inundação é dado pelas trocas laterais rio-planície de inundação que definem pelo menos duas fases distintas: a seca (trocas terrestres) e a cheia (trocas aquáticas). Ocorre que no Pantanal nem todas as áreas inundáveis envolvem trocas com rios. Parece inclusive ser comum que as águas que extravasam dos canais principais dos rios não retornem para eles, e sim ocupem extensas áreas ao largo da planície pantaneira. Em alguns trechos, o próprio rio Paraguai é tomado por ondas de inundação, não sendo, portanto, o principal causador dela (PADOVANI, 2010). Embora essas ondas de inundação acabem por caracterizar o que se conhece como Pantanal, os níveis que elas alcançam devem ser tratadas como uma questão estratégica para a utilização e conservação desse bioma.

No avançar das teorias ecológicas, uma variedade de fatores tem sido proposta como determinantes da biodiversidade, como variáveis associadas a distúrbios, heterogeneidade de hábitat e disponibilidade de recursos (produtividade) (RICKLEFS, 1996; BEGON *et al.*, 2006). Nesse contexto, uma hipótese surgiu como resposta unimodal para

prever algumas dessas variáveis. Nela, a biodiversidade máxima seria encontrada sempre em níveis intermediários; por isso, essa ideia ficou conhecida como a hipótese do distúrbio intermediário (CONNELL, 1978; WARD *et al.*, 1999).

Por esta hipótese, baixa diversidade de espécies seria esperada em ambientes expostos a altos níveis de distúrbios, onde somente poucas espécies hipertolerantes poderiam sobreviver ou recolonizar. Também se esperaria, de acordo com a mesma hipótese, baixa diversidade de espécies em ambientes com baixíssima ou nenhuma perturbação, pois as espécies altamente competitivas monopolizariam os recursos nessa situação (competição exclusiva). Então, apenas em níveis intermediários de perturbação a diversidade de espécies seria máxima, uma vez que muitas espécies poderiam tolerar as condições, mas nenhuma dominaria completamente a comunidade (CONNELL, 1978; WARD *et al.*, 1999).

Colocadas dessa forma, as ideias e previsões contidas na hipótese do distúrbio intermediário são de fácil compreensão; no entanto, testá-las é uma tarefa árdua e complexa, em virtude da gama de variáveis envolvidas e que precisam ser controladas em experimentos manipulativos. A hipótese tem sido testada em comunidades marinhas, dulcícolas e terrestres, com resultados conflitantes, por conta da dificuldade em se estabelecer as relações de causa e efeito e reduzir os efeitos do confundimento. Como a maior parte dos experimentos realiza correlações, e existe uma variedade grande de padrões de diversidade ao longo do gradiente de distúrbio, as inconsistências sugerem que outros fatores podem interagir e influenciar os padrões esperados (MACKEY & CURRIER, 2000; SHEA *et al.*, 2004; JOHST & HUTH, 2005). Por outro lado, a hipótese do distúrbio intermediário pode ser tomada como uma teoria interessante no contexto da gestão e manejo de áreas protegidas, visando a sua conservação. Ela pode auxiliar gestores e pesquisadores a gerenciar o nível de distúrbio, de origem natural ou antrópica, que um determinado ecossistema ou bioma pode suportar antes que ocorram perdas significativas de diversidade (GAMA, 2005). Embora desafiadora, o PNPM poderia se beneficiar dessa ideia.

Para a diversidade de organismos do Pantanal, o maior distúrbio natural certamente são as suas inundações periódicas. As extensas planícies de inundação que se formam pelo extravasamento das águas dos canais principais, como é o caso do rio Paraguai ao lançar suas águas para dentro do PNPM, podem ser interpretadas como ecótonos sazonais, tendo na interface água-terra o principal fator a ser investigado. Do ponto de vista das comunidades aquáticas, as inundações ampliam em muitas vezes os recursos e a área física disponível para as espécies realizarem seu ciclo de vida, incrementando, mesmo que momentaneamente, as chances de reprodução e sucesso evolutivo.

Naiman *et al.* (1988) propuseram um modelo, derivado da hipótese do distúrbio intermediário e em oposição à existência de um gradiente contínuo nos rios (teoria do *continuum* fluvial), pautado basicamente na frequência de ocorrência de ecótonos. Para eles, a biodiversidade máxima poderia ser alcançada se o sistema exibisse níveis intermediários de conectividade. Isso porque quando existe pouca ou baixa conectividade, as trocas de matéria, energia e organismos ficam muito reduzidas, levando o sistema a enfrentar as consequências da fragmentação. Por outro lado, quando a conectividade é alta ou total, espera-se redução na heterogeneidade dos habitats, o que também resultaria em declínio de biodiversidade. Assumindo-se esse modelo, nele podem estar algumas das respostas para a rica biodiversidade do Pantanal.

Um estudo realizado por Petry *et al.* (2003) em ambientes lênticos (lagoas conectadas e desconectadas) da planície de inundação do alto rio Paraná buscou examinar os padrões espaciais e temporais dos atributos e da estrutura das assembleias de peixes em relação a variáveis limnológicas associadas à conectividade hidrológica. Variações na composição das assembleias refletiram o grau de conectividade hidrológica. As lagoas conectadas expressaram valores significativamente menores em alguns atributos (riqueza, densidade e biomassa capturada) em relação às lagoas desconectadas. Esses padrões foram diretamente correlacionados a fatores associados à conectividade hidrológica, como a profundidade, os recursos e os nutrientes.

Embora os ecossistemas sejam distintos, resultados semelhantes em relação à conectividade hidrológica e aos diferentes ambientes (estratos) poderiam ser esperados neste trabalho; no entanto, não se confirmaram. Não houve diferença nos atributos das assembleias, como riqueza e abundância, em baías permanentes (conectadas) ou temporárias (desconectadas). Os quatro estratos investigados (Crx, RPr, BPe, BTm) foram considerados estatisticamente homogêneos em riqueza e abundância, sendo que os corixos se mostraram mais homogêneos entre si nos diagramas de ordenação (NMDS). Isso provavelmente se deve a principal função dos corixos: eles constituem os elementos fundamentais de ligação da planície pantaneira, compartilhando espécies com os demais estratos. As únicas diferenças significativas entre os estratos foram encontradas nos índices de diversidade de Shannon (H') e de equabilidade de Pielou (J), que separaram os corixos das baías. Ao se sugerir que os corixos possam desempenhar funções de ecótonos (elementos de ligação), faz sentido que os maiores valores de diversidade tenham sido observados nesse estrato. Não foi detectada associação forte entre a composição trófica e os estratos, de modo que não houve predominância de determinadas guildas a determinados estratos.

Mesmo que as diferentes fases do ciclo hidrológico do Pantanal (seca, cheia, vazante e enchente) possam ser diferenciadas no PNPM, uma particularidade de sua

localização ajuda a explicar os resultados não significativos: o Parque está situado numa área de alta inundação, e suas terras podem ficar embaixo d'água por até 8 meses, dependendo do ano. Isso contribui para a homogeneização dos ambientes no PNPM, de forma que os períodos de estiagem (seca) parecem não ser suficientemente longos para gerar diferenças na estrutura das assembleias de peixes. Outra explicação complementar é que as assembleias de peixes podem estar completamente adaptadas às condições do ciclo hidrológico sazonal.

Em termos de monitoramento biológico da área do PNPM, os resultados obtidos podem ser interessantes, uma vez que os ambientes são homogêneos. Tal fato pode reduzir os custos de implantação de um futuro programa de monitoramento no Parque. No entanto, esse argumento deve ser considerado tão somente no âmbito de um programa de monitoramento, e não deve ser confundido com menor importância ou representatividade biológica dos ambientes, que devem permanecer protegidos.

2.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O PNPM pode ser considerado um local rico e abundante em diversidade de peixes, com 184 espécies já registradas, o que representa 70% das espécies catalogadas para o Pantanal. Levando-se em conta que as coletas de peixes se restringiram à estação seca de dois anos consecutivos (outubro e novembro de 2010 e 2011), em função da necessidade de estratificação e de acesso aos ambientes, os resultados aqui obtidos demonstram a importância do Parque como um dos locais que ainda mantém assembleias saudáveis de peixes na planície pantaneira, abrigando abundâncias consideráveis da sua ictiofauna.

A localização privilegiada do PNPM, a montante da confluência dos rios Paraguai e Cuiabá, principais rios formadores da Bacia do Alto Paraguai, situado no maior complexo de áreas periodicamente inundadas do Pantanal, faz com que esta UC seja estratégica em termos de conservação de espécies e ambientes. Uma das consequências diretas deste fato é que o PNPM parece proporcionar locais-chaves para a perpetuação das comunidades de peixes em condições ambientais adequadas. Além de se tratar de uma área legalmente protegida, representa o sítio onde esses animais podem se abrigar e se alimentar, em especial nas fases iniciais de desenvolvimento, facilitando a proteção durante o crescimento dos indivíduos que farão parte inclusive dos estoques pesqueiros da bacia nos anos seguintes.

Resende (1999) corrobora essa ideia: embora não se saiba ao certo em que nível a distribuição e a abundância das espécies entre os habitats na estação seca sejam uma questão de chance ou escolha, a autora afirma que larvas e alevinos são carreados para

meandros abandonados, vazantes e corixo, durante e após o processo de reprodução, onde encontram condições favoráveis contra predadores e alimento farto, caracterizando esses ambientes como verdadeiros berçários de peixes. Essas observações evidenciam que a área do PNPM corresponde mais a um sítio-berçário que lar de reprodução e merece atenção especial de proteção contra qualquer modalidade de pesca, uma vez que a movimentação excessiva de barcos motorizados pode causar perturbações e destruição de habitats proporcionados pela diversidade de ambientes existentes em seus limites.

Os dados levantados e os resultados das análises realizadas neste capítulo darão suporte para o estabelecimento de métricas para a aplicação do IIB, tema do próximo capítulo. Desde já, recomenda-se que o PNPM crie um programa permanente de monitoramento, com ações específicas para a ictiofauna, pautado em estratégias que tenham como base indicadores de comunidades de peixes, a fim de que forneçam informações contínuas sobre o seu estado de conservação.

Registra-se o apelo aos gestores de Unidades de Conservação, de forma geral, que discriminem nos Termos de Referência para a elaboração de inventários da fauna dos Planos de Manejo que o esforço de amostragem seja padronizado, para que as abundâncias obtidas possam ser comparadas com as abundâncias de estudos futuros. Além disso, o uso dos estimadores de riqueza e dos modelos de espécie-abundância deve ser mais explorado, pois eles trazem informações importantes sobre a estrutura das assembleias que podem ser aproveitadas para o manejo e gestão das áreas protegidas no país. A utilização de ferramentas e pacotes estatísticos (mais aprimorados hoje que num passado relativamente recente) também deve ser estimulada, uma vez que eles sintetizam resultados e os comunicam de forma mais acessível.

2.6. REFERÊNCIAS

- ABELHA, M.C.F.; AGOSTINHO, A.A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum**. Maringá, v. 23, n. 2, p. 425-434, 2001.
- ALVES, G.H.Z.; TÓFOLI, R.M.; NOVAKOWSKI, G.C.; HAHN, N.S. Food partitioning between sympatric species of *Serrapinnus* (Osteichthyes, Cheirodontinae) in a tropical stream. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**. Maringá, v. 33, n. 2, p. 153-159, 2011.
- AGOSTINHO, A.A. *et al.* Estrutura trófica. In: VAZZOLER, A.E.A.M. *et al.* (Ed.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM, 1997. p. 229-248.
- AKAIKE, H.. A new look at the statistical model identification. **IEEE Transactions on Automatic Control**. 19 (6): p. 716–723, 1974. doi:10.1109/TAC.1974.1100705.
- ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M. *et al.* Trophic aspects of fish communities in brazilian rivers and reservoirs. In: TUNDISI, J.G. *et al.* (Ed.). **Limnology in Brazil**: Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Science/Brazilian Limnological Society, 1995. p. 105-136.

ARTHINGTON, A.H. Diet of *Gambusia affinis holbrooki*, *Xiphophorus helleri*, *X. maculatus* and *Poecilia reticulata* (Pisces: Poeciliidae) in Streams of Southeastern Queensland, Australia. **Asian Fisheries Science**, v.2, p. 193-212, 1989.

BAGINSKI, L.J. *et al.* A dimensão espacial e temporal da diversidade de peixes da zona litoral vegetada de lagoas marginais da planície de inundação do rio Cuiabá, Pantanal, Brasil. **Biota Neotropica**, v.7, n.3, p. 233-238. 2007. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn04007032007>.

BARBOSA, J.M. & SOARES, E.C. Perfil da ictiofauna da Bacia do São Francisco: Estudo preliminar. Rev. **Bras. Enga. Pesca**. 4(1), jan. 2009.

BEGON, M.; HARPER, J.L.; TOWNSEND, C.R. **Ecology**: individuals, populations and communities. Oxford: Blackwell Science, 1996. 1068 p.

BOZZETTI, M.; SCHULZ, U.H. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. **Hydrobiologia**, n. 529, p. 133-144, 2004.

BRITTO, S.G.C. **Peixes do rio Paranapanema**. Duke Energy International Geração Paranapanema. São Paulo, Editora Horizonte, 2008.

BRITSKI, H.A.; SILIMON, K.Z.S.; LOPES, B.S. **Peixes do Pantanal: manual de identificação**. 2^a ed. rev. ampl. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. 227 p.

BULLA, C.K.; GOMES, L.C.; AGOSTINHO, A.A. Fauna associada a bancos flutuantes de macrófitas. PELD – Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração. Maringá, PR. 2005?.

CAMPOS-DA-PAZ, R. On *Sternarchorhynchus* Castelnau: A South American Electric Knifefish, with Descriptions of Two New Species (Ostariophysi: Gymnotiformes: Aptereronotidae). **Copeia**, n.2, p. 521–535, 2002.

CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. **Migratory fishes of South America**: biology, fisheries and conservation status. Victoria: WFT/IDRC/IBRD, 2003. 380p.

CASWELL, H. 1976. Community Structure: A Neutral Model Analysis. **Ecological Monographs**. v.46, n.3, p. 327–354. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2307/1942257>. Acesso em: 17 de setembro de 2012.

CATELLA, A. C. Situação atual e perspectivas para o uso dos recursos pesqueiros do Pantanal. In: IV Simpósio sobre Recursos Naturais e sócio-econômicos do Pantanal. **Anais...** Corumbá – MS, 2004.

CATELLA, A.C.; PETRERE JR, M. Feeding patterns of the fish community of Baía da Onça, a floodplain of the Aquidauana River, Pantanal, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, v. 3, p. 229-237. 1996.

CHAO, A.; MA, M.C. & YANG, M.C.K. Stopping rules and estimation for recapture debugging with unequal failure rates. **Biometrika**, London, v.80, p. 193-201. 1993.

CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M. 2001. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Plymouth Marine Laboratory, 2nd Edition. PRIMER-E: Plymouth. 172 p.

COLWELL, R.; CODDINGTON, J.A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philos. Trans. R. Soc. London B series**, London, v. 345, p. 101-118, 1994.

COLWELL, R.K. 2006. User's guide to EstimateS statistical. Estimate S: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. Persistent URL: <purl.oclc.org/estimates>.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. **Science**. 199:1302-1310. 1978.

CORRÊA, C.E.; PETRY, A.C.; HAHN, N.S. Influência do ciclo hidrológico na dieta e estrutura trófica da ictiofauna do rio Cuiabá, Pantanal Mato-Grossense. **Iheringia**, Sér. Zool., Porto Alegre, 99(4):456-463, 2009.

CORRÊA, F. & DA SILVA, G.C. Hábito alimentar de *Astyanax asuncionensis* (Géry, 1972) durante um período de seca e cheia, no Córrego do Onça, Coxim, Mato Grosso do Sul. **R. Bras. Bioci.**, Porto Alegre, v. 8, n. 4, p. 368-372, out./dez. 2010.

CREPALDI, D.V.; FARIA, P.M.C.; TEIXEIRA, E.A.; RIBEIRO, L.P.; COSTA, A.A.P.; MELO, D.C.; CINTRA, A.P.R.; PRADO, S.A.; COSTA, F.A.A.; DRUMOND, M.L.; LOPES, V.E.; MORAES, V.E. Biologia reprodutiva do surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*). **Revista Bras. Reprod. Anim.**, Belo Horizonte, v.30, n.3/4, p.159-167, jul./dez. 2006. Disponível em: www.cbpa.org.br.

DAJOZ, R. **Ecologia geral**. Universidade de São Paulo, Editora Vozes Limitada, 1973. 472p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Peixes onívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil**. Emiko Kawakami de Resende, Rosana Aparecida Cândido Pereira, Vera Lúcia Lescano de Almeida, Ana Geise da Silva (Orgs.). Boletim de Pesquisa, n.16. ISSN: 1517-1981. Corumbá, MS, 2000.

_____. Projeto: **Implementação de práticas de gerenciamento integrado de bacia hidrográfica para o Pantanal e bacia do alto Paraguai**. Sub-projeto 1.1: Formulação de meios para promover a conservação da pesca no rio Taquari-MS. Relatório Final: Biologia e Ecologia de Peixes e Inventário Documentado dos Peixes de Valor Econômico. ANA/GEF/PNUMA/OEA. Corumbá, MS, 2003.

_____. **Pesca: uma atividade estratégica para a conservação do Pantanal**. Documento técnico. Equipe de Recursos Pesqueiros da Embrapa Pantanal. Corimbá, MS, 14 de março de 2012.

FERRAZ DE LIMA, J. A. A pesca no Pantanal de Mato Grosso (Rio Cuiabá: importância dos peixes migradores). **Revista Acta Amazônica**, 16/17 (n. único): 87-94. 1987.

FERRAZ DE LIMA, J.A.; GONÇALVES, R.R.M.; BARBOSA, J.M.; CECARELLI, P.S. Implicações ecológicas da aquicultura no Pantanal mato-grossense. In: Seminário Regional de Ecologia, 6, Programa e resumos. São Carlos, 1989.

FERREIRA, F.C.; PETRERE-JR, M. Comments about some species abundance patterns: classic, neutral, and niche partitioning models. **Braz. J. Biol.**, 68(4, Supl.): 1003-1012, 2008.

FLORENTINO, A.C. **A estrutura das comunidades de peixes das bacias dos rios Cuiabá e Negro, Pantanal, Brasil**. Tese. Programa de Pós-graduação em Biologia de Água Doce e Pesca Interior. Instituto Nacional de Pesquisas Amazônicas. 2012. 193p.

FRONTIER, S. Diversity and structure in aquatic ecosystems. **Oceanogr. Mar. Biol.**, 23, 253–312. 1985.

FRONTIER, S. Species-diversity as a fractal property of biomass. In: Fractals in the Natural and Applied Sciences (ed. Novak, M.). North-Holland Publishing, Amsterdam, pp. 119–127. 1994.

FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS. **Listas Vermelhas das Espécies da Fauna e da Flora Ameaçadas de Extinção em Minas Gerais**. Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas, 2008.

GAMA, B.A.P. A manutenção da diversidade de espécies e a Hipótese do Distúrbio Intermediário. VII Congresso de Ecologia do Brasil. Resumo. 2005, Anais.

GERKING, S.D. **Feeding ecology of fish**. Califórnia:Academic Press, 1994.

GIORA, J. Biologia reprodutiva e hábito alimentar de *Eingenmannia trilineata* López & Castello, 1966 (Teleostei, Sternopygidae) do Parque Estadual de Itapuã, Rio Grande do Sul, Brasil. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS. 2004.

GOTELLI, N. J. & ELLISON, A. M. **A Primer of Ecological Statistics**. Sinauer Associates, Sunderland. 2004. 510 p.

HAHN, N.S. & LOUREIRO-CRIPPA, V.E. Estudo comparativo da dieta, hábitos alimentares e morfologia trófica de duas espécies simpátricas, de peixes de pequeno porte, associados à macrófitas aquáticas. **Acta Sci. Biol. Sci.** Maringá, v. 28, n. 4, p. 359-364, Oct./Dec., 2006.

HENRY, R. Os ecótonos são interfaces dos ecossistemas aquáticos: conceitos, tipos, processos e importância. Estudo de aplicação em lagoas marginais ao Rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na Represa de Jurumirim. In: HENRY, R. (org.). *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. Rima, São Carlos, SP. 2003. p. 1-28.

HILL, J.K.; HAMER, K.C. Using species models as indicators of habitat disturbance in tropical forests. **Journal of Applied Ecology**, 35, 458-460, 1998.

HUBBELL, S.P. **The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography**. Princeton University Press., 2001. ISBN 0-691-02128-7.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Plano de manejo do Parque Nacional do Pantanal Matogrossense**, Brasília/DF, 2003. 504 p. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/parna_matogrossense.pdf>. Acesso em: 02 jun. 2012.

ICMBio - INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Página oficial. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br>>. Acesso em: 02 jun. 2012.

IAP – INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. Livro **vermelho da fauna ameaçada no Estado do Paraná**. Sandra Boos Mikich; Renato Silveira Bernils (editores técnicos). Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná. 2004. 764 p.

JOHST, K.; HUTH, A. Testing the intermediate disturbance hypothesis: when will there be two peaks of diversity? **Diversity and Distributions**, 11, 111–120, 2005.

JUHOS, S.; VÖRÖS, L. Structural changes during eutrophication of Lake Balaton, Hungary, as revealed by the Zipf-Mandelbrot model. **Hydrobiologia**. 369/370: 237–242, 1998.

JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.** 106: 110-127. 1989.

JUNK, W. J., & C. J. DA SILVA. 1995. Neotropical floodplains: A comparison between the Pantanal of Mato Grosso and the large Amazonian river floodplains. In: *Limnology in Brazil*, edited by J. G. Tundisi, C. E. M. Bicudo and T. Matsumura Tundisi. Brazilian Academy of Sciences and Brazilian Limnological Society.

JUNK, W.J. 2001. The flood pulse concept of large rivers: learning from the tropics. **Verrh. Internat. Verein. Limol.**, 27: 3950-3953.

KREBS, C.J. **Ecological methodology**. 2. ed. New York: Benjamin Cummings CA, 1998.

LEE, S.M. & A. CHAO. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. **Biometrics**, Arlington, v.50, p. 88-97. 1994.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. Elsevier, New York. 1998.

LOEB, M.V. 2009. Revisão taxonômica das espécies do gênero *Anchoviella* Fowler, 1911 (Clupeiformes, Engraulidae) das bacias Amazônica e do São Francisco. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas (Zoologia)) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

LOURENÇO, M.H; IKEDA, A.K; MARTINS, R.M.S; ROCHA, N.M; SANTOS, C.L; SILVA, H.P. Ocorrência de *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms em três pontos

da Baía do Malheiros, Cáceres-MT, Alto Pantanal, Brasil. IV Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal. Corumbá/MS. 2004.

LOWE-McCONNELL, R.H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. Tradução de Anna Emília A. M. Vazzoler; Angelo Antonio Agostinho; Patrícia T. M. Cunningham. São Paulo: EDUSP, 1999. 535 p. Título original: Ecological studies in tropical fish communities.

MACHADO, A.B.M.; DRUMMOND, G.M.; PAGLIA, A.P. **Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção**. Ângelo Barbosa Monteiro Machado, Gláucia Moreira Drummond, Adriano Pereira Paglia (Eds). – 1.ed – Brasília, DF : MMA; Belo Horizonte, MG : Fundação Biodiversitas, 2008. 2v. 1420 p.

MACKEY, R.L.; CURRIE, D.J. A re-examination of the expected effects of disturbance on diversity. **OIKOS** 88: 483–493. Copenhagen, 2000.

MAGURRAN, A.E. **Medindo a diversidade biológica**. Tradução: Dana Moiana Vianna. Ed. UFPR. Curitiba, PR. 2011. 261p.

MAMEDE, S.B.; ALHO, C.J.R. Response of wild mammals to seasonal shrinking-and-expansion of habitats due to flooding regime of the Pantanal, Brazil. **Brazilian J. Mammal**, 66:991-998. 2006.

MARQUES, A. A. B. *et al.* Lista de Referência da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul. Decreto no 41.672, de 11 junho de 2002. Porto Alegre: FZB/MCT–PUCRS/PANGEA, 2002. 52p. (Publicações Avulsas FZB, 11).

MAY, R.M. Patterns of species abundance and diversity. In: CODY, M. L.; DIAMOND, J. M. (Ed.) **Ecology and evolution of communities**. Cambridge: Harvard University Press, MA, 1975, p. 81-120.

MAZZONI, R.; ARAÚJO, R.R.S.; SANTOS, G.C.T.; IGLESIAS-RIOS, R. Feeding ecology of *Phallochanna anisophthallos* (Osteichthyes: Cyprinodontiformes) from Andorinha Stream, Ilha Grande, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 8(1):179-182, 2010.

McGILL, B.J. *et al.* Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. **Ecol. Lett.**, vol. 10, no. 10, p. 995-1015. 2007.

MELO, A. S. & HEPP, L. U. Ferramentas estatísticas para análise de dados provenientes de biomonitoramento. **Oecologia Brasiliensis**. 12(3):463-486. 2008.

MÉRONA, B. & RANKIN-DE-MÉRONA, J. Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. **Neotropical Ichthyology**, 2(2):75-84, 2004.

MORAES, A.S.; ESPINOZA, L.W. Captura e comercialização de iscas vivas em Corumbá, MS. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal, 2001. 37 p. (Embrapa Pantanal, Boletim de Pesquisa, 21).

MOURÃO, G.H.; ISHII, I.H. & CAMPOS, Z.H.S. Alguns fatores limnológicos relacionados com a ictiofauna de baías e salinas do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Acta Limnol. Brasil.**, 11: 181-198. 1988.

MUNIZ, C.C. 2010. **Avaliação do papel do pulso de inundação sobre a riqueza e biodiversidade de peixes em ambiente inundável, no sistema de baías Caiçara, porção norte do Pantanal Matogrossense, alto Paraguai**. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, SP. 82p.

NAIMAN, R.J.; H. DÉCAMPS; J. PASTOR & C.A. JOHNSTON. The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, 7: 289-306. 1988.

OLIVEIRA, C. *et al.* Phylogenetic relationships within the speciose family Characidae (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes) based on multilocus analysis and extensive ingroup sampling. **BMC Evolutionary Biology**, 11:275, 2011.

PADOVANI, C.R. **Dinâmica espaço-temporal das inundações do Pantanal**. 174f. Tese (Doutorado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

PETRY, A.C.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. **Neotropical Ichthyology**, 1(2):111-119, 2003.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2012. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 23 abr. 2012.

RESENDE, E.K. Trophic structure of fish assemblages in the lower Miranda river, Pantanal, Mato Grosso do Sul State, Brazil. Corumbá: EMBRAPA-CPAP, 1999.

RESENDE, E.K.; PALMEIRA, S.S. Estrutura e dinâmica das comunidades de peixes da planície inundável do rio Miranda, Pantanal de Mato Grosso do Sul. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL, 2. **Anais...** Corumbá: Embrapa Pantanal, 1999. p.249-282.

RESENDE, E.K.; SANTOS, D.C. dos. Diagnóstico da pesca e aspectos da biologia reprodutiva dos peixes da bacia hidrográfica o rio Taquari, Mato Grosso do Sul, Brasil. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal, 2002. 22p. (Embrapa Pantanal, Documentos, 22).

RESENDE, E.K.; MACHADO, F.A. Avaliação ecológica rápida no Parque Nacional do Pantanal e RPPNs do entorno: componente ictiofauna. In: **Plano de Manejo do Parque Nacional do Pantanal Matogrossense**. Relatório Técnico. Brasília: IBAMA, 2003.

RESENDE, E.K.; MARQUES, D.K.S.; FERREIRA, L.K.S.G. A successful case of biological invasion: the fish *Cichla piquiti*, an Amazonian species introduced into the Pantanal, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v.68, n.4, p.799-805, 2008.

RICKLEFS, R. E. 1996. **A economia da natureza**: um livro-texto em ecologia básica. 3a edição. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan. 470 p. STILING, P.D.

SANTOS, A.J. **Estimativas de riqueza em espécies**. In: CULLEN Jr., L. et al. (Org.). Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Curitiba: Ed. UFPR e Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003, cap. 1, p. 19-41.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE - SMA. **Fauna Ameaçada de Extinção no Estado de São Paulo – vertebrados**. Paulo Magalhães Bressan; Maria Cecília Martins Kierulff; Angélica Midori Sugieda (Coordenação Geral). São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente – Fundação Parque Zoológico de São Paulo, 2009. 648 p.

SHEA, K.; ROXBURGH, S.H.; RAUSCHERT, E.S.J. Moving from pattern to process: coexistence mechanisms under intermediate disturbance regimes. **Ecology Letters**, 7: 491–508, 2004. doi: 10.1111/j.1461-0248.2004.00600.x.

SIEGEL, S. **Estatística não-paramétrica para as ciências do comportamento**. São Paulo: McGraw-Hill, 1975.

SIGNOR, C.A.; FERNANDES, I.M.; PENHA, J. O Pantanal e o sistema de pesquisa. In: FERNANDES, I.M.; SIGNOR, C.A.; PENHA, J. (Org.) **Biodiversidade no Pantanal de Poconé**. Cuiabá: Centro de Pesquisa do Pantanal, 2010. p.25-35.

SISTEMA NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA NATUREZA – SNUC, lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000; decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002. 5ª ed. aum. Brasília: MMA/SBF, 2004. 56 p.

SOUZA, W.D.; DA SILVA, S.A.R.; BILCE, J.M. Dieta natural de *Serrapinnus kriegi* (Schindler, 1937) (Characidae: Cheirodontinae) no Córrego Ribeirão, Alto Tapajós, Brasil. **Revista de Ciências Agro-Ambientais**, Alta Floresta, v.9, n.1, p.97-108, 2011.

SÚAREZ, Y.R. 1998. **Ecologia de comunidades de peixes em lagoas do Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS. 53 p.

SÚAREZ, Y.R.; PETRERE JR., M. CATELLA, A.C. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). **Fisheries Management and Ecology**, v. 8, p. 173-186. 2001.

TOKESHI, M. Niche apportionment or random assortment: species abundance patterns revisited. **Journal of Animal Ecology**. 59, 1129-1146. 1990.

TOKESHI, M. Species abundance patterns and community structure. **Adv. Ecol. Res.** 24, 112-186. 1993.

TOKESHI, M. Power Fraction: a new explanation for species abundance patterns in species-rich assemblages. **Oikos**. 75, 543-550. 1996.

VANNOTE, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sefell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. 37, 130-137.

VASCONCELOS, H.C.G. & OLIVEIRA, J.C.S.. Alimentação de *Potamotrygon motoro* (CHONDRICTHYES, POTAMOTRYGONIDAE) na planície de inundação da APA do Rio Curiaú, Macapá-Amapá-Brasil. **Biota Amazônia** (ISSN 2179-5746) Macapá, v. 1, n. 2, p. 66-73, 2011.

WARD, J.V. & STANFORD, J.A. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. **Regulated Rivers: Research & Management**. v.11, n. 1, p.105-119, 1995.

WARD, J.V.; TOCKNER, K.; SCHIEMER, F. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. **Regulated Rivers: Research & Management**, v.15, n.1-3, p.125-139, 1999.

WELCOMME, R.L. 2000. Fish biodiversity in floodplain and their associated rivers. In: GOPAL, B.; JUNK, W. & DAVIS, J.A. (eds). Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. Netherlands: Backhuys publishers, p. 61-87.

WILSON, J.B. Methods for fitting dominance diversity curves. **J. Veg. Sci.**, 2, 35-46. 1991.

WILSON, J.B., WELLS, T.C.E., TRUEMAN, I.C., JONES, G., ATKINSON, M.D., CRAWLEY, M.J. *et al.* Are there assembly rules for plant species abundance? An investigation in relation to soil resources and successional trends? **J. Ecol.**, 84, 527-538. 1996.

WINEMILLER, K.O. Ontogenetic diet shifts and resource partitioning among piscivorous fishes in the Venezuelan llanos. *Environ. Biol. Fishes*, Dordrecht, v. 26, p. 177-199, 1989.

WOOTTON, R.J. *Ecology of teleost fish*. The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1999. 386 p.

XIMENES, L.Q.L.; MATEUS, L.A.F.; PENHA, J.M.F. Variação temporal e espacial na composição de guildas alimentares da ictiofauna em lagoas marginais do Rio Cuiabá, Pantanal Norte. **Biota Neotrop.** 11(1): 205-216. 2011. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn03211012011>

ZAR, J.H. 2010. **Biostatistical Analysis**. 5th ed. Upper Saddle River, New Jersey, USA, 947pp.

CAPÍTULO III

3. PROPOSIÇÃO DE MÉTRICAS PARA O ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA BASEADO NA ICTIOFAUNA DO PARQUE NACIONAL DO PANTANAL MATO-GROSSENSE

3.1 ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA - IIB

Os princípios sobre os quais o Índice de Integridade Biótica - IIB foi desenvolvido consideram que as perturbações antrópicas interagem de maneira complexa no ecossistema aquático, e seus efeitos raramente podem ser avaliados usando apenas variáveis físicas e químicas como medidas indiretas da integridade biótica. Esses efeitos precisam ser avaliados através de medidas da própria biota aquática (FAUSCH *et al.*, 1984), e é exatamente por isso que os peixes são considerados bons indicadores, não só do estresse antrópico, mas também das dinâmicas naturais do ambiente e da reconstituição do ecossistema (PALLER *et al.*, 2000). De acordo com a área de interesse do pesquisador, outros organismos também podem ser considerados indicadores (ver, por exemplo, as referências citadas na Introdução Geral desta tese para macroinvertebrados aquáticos, libélulas e macrófitas).

A pedido da agência ambiental norte-americana (US Environmental Protect Agency – USEPA), o IIB foi desenvolvido pelo Prof. Dr. James Karr e colaboradores (KARR, 1981; KARR *et al.*, 1986) para avaliar a qualidade de pequenos riachos temperados nos Estados Unidos. Na época, diversos critérios e padrões baseados em atributos das assembleias de peixes já haviam sido desenvolvidos por muitos Estados e agências norte-americanas, com a finalidade de proteger a integridade dos ecossistemas de água doce (SIMON & LYONS, 1995).

Por conta disso, o IIB rapidamente se popularizou e passou a ser difundido, em âmbito governamental principalmente nos Estados Unidos, como ferramenta para o monitoramento das condições dos rios, riachos e lagos em geral (OHIO EPA, 1988). Posteriormente, foi adaptado para aplicações em outros contextos, tais como: bacias hidrográficas (MAGALHÃES *et al.*, 2008), grandes rios (ARAÚJO, 1998; SIMON & SANDERS, 1999; SEEGERT, 2000; ARAÚJO *et al.*, 2003), córregos (FERREIRA & CASATTI, 2006), lagoas (SIMON, 1998; THOMA, 1999) e represas (McDONOUGH & HICKMAN, 1999; PETESSE *et al.*, 2007; TERRA & ARAÚJO, 2010; FERREIRA, 2011; PETESSE & PETRERE, 2012).

Revisões sobre aplicações do IIB nos Estados Unidos e Canadá foram realizadas por Simon & Lyons (1995) e Roset *et al.* (2007); este último, especificamente para os países europeus. Uma revisão ampla das adaptações do índice fora dos Estados Unidos e Canadá foi feita por Hughes & Oberdorff (1999). Na última década, porém, destaca-se o aumento da utilização deste índice em países em desenvolvimento como o Brasil (ARAÚJO, 1998; ARAÚJO *et al.*, 2003; BOZZETTI & SCHULTZ, 2004; FERREIRA & CASATTI, 2006; MARCIANO *et al.*, 2004; PETESSE *et al.*, 2007; CASATTI *et al.*, 2009; FERREIRA, 2011; ESTEVES & ALEXANDRE, 2011; PETESSE & PETRERE, 2012), e em outros dois países da América do Sul: a Venezuela (RODRÍGUEZ-OLARTE *et al.*, 2006) e a Guiana Francesa (TEJERINA-GARRO *et al.*, 2006), além de países como Índia (GANASAN & HUGHES, 1998), China (LIU *et al.*, 2008; ZHU & CHANG, 2008) e África do Sul (KLEYNHANS, 1999). Publicações ainda mais recentes com adaptações do IIB podem ser encontrados no Paquistão (QADIR & MALIK, 2009), França (LAUNOIS *et al.*, 2011), China (WU *et al.*, 2012), Austrália (HALLETT *et al.*, 2012) e Quênia (RABURU & MASESE, 2012).

O IIB é um índice multimétrico, combinado a partir de vários atributos (métricas) da comunidade de peixes. As métricas mais adequadas são aquelas que representam características mensuráveis das assembleias biológicas, que mudam de maneira previsível com o aumento ou diminuição da intensidade do distúrbio ambiental. O cálculo original do IIB (KARR, 1981) prevê a combinação de 12 métricas das assembleias de peixes que foram reunidas em três grupos: i) composição e riqueza de espécies (6 métricas); ii) estrutura trófica (3 métricas) e iii) abundância e condições de saúde dos peixes (3 métricas).

De acordo com as premissas do IIB, a avaliação das condições do ambiente em estudo é feita por comparação com a condição de um local similar não alterado/impactado, localizado na mesma região. Nos casos em que não houver locais de “referência”, podem ser usados aqueles com o menor grau de alteração, como sugerido por Hughes *et al.* (1986) e McDonough & Hickman (1999). As previsões ecológicas que fundamentaram o IIB foram descritas em síntese, de forma que as respostas dadas pela comunidade de peixes, quando expostas à degradação ambiental, podem ser assim interpretadas (FAUSCH *et al.*, 1990): o número de espécies nativas diminui, bem como daquelas presentes em habitats ou guildas específicos; o número de espécies intolerantes decai, enquanto o número de espécies tolerantes aumenta; a proporção de espécies e indivíduos de peixes nativos diminui, seguida de quedas na abundância; a proporção de generalistas (especialmente onívoros) e a incidência de espécies alóctones e híbridos tendem a aumentar; a incidência de lesões externas e deformações aumenta. Por outro lado diminui a proporção de especialistas (invertívoros/insetívoros e carnívoros).

As aplicações do IIB nos Estados Unidos e Europa indicam a eficácia dos conceitos básicos do método, mas também evidenciam a necessidade de se modificar ou adaptar as

métricas, de modo que possam representar a situação particular do local ou da região em estudo de forma apropriada. Esta possibilidade também é expressa por Karr (1981), que a considera uma vantagem do método. Nesse sentido, um amplo trabalho de seleção de métricas para a composição de um único índice, em escala continental, foi realizado por Pont *et al.* (2006), com o objetivo de avaliar a integridade biótica dos rios europeus. O esforço, segundo os autores, justificou-se pela necessidade de implementar a Diretiva Europeia das Águas (European Water Framework Directive), que impulsiona diversas ações de monitoramento dos corpos hídricos enquanto instrumento de política pública. O processo de desenvolvimento de um índice unificado previa ainda atender a outras duas metas, visando testar a capacidade do modelo em: a) responder adequadamente a uma variedade de métricas baseadas na estrutura e na função da comunidade de peixes e b) discriminar efeitos naturais e antrópicos das condições ambientais observadas em escala continental. Pont *et al.* (2006) realizaram coletas em 5252 pontos de amostragem, distribuídos em 1843 rios europeus. Esses dados incluem, além de variáveis bióticas sobre a comunidade de peixes, características ambientais do entorno, estratégias de amostragem e uma classificação de bacias e sub-bacias baseada na similaridade da ictiofauna nativa regional. A partir da literatura esses autores selecionaram 58 métricas que refletem diferentes aspectos da estrutura e função da comunidade de peixes, que foram então testadas a fim de verificar o potencial de cada uma para indicar situações de degradação ambiental. Foram consideradas cinco categorias de atributos ictiológicos: tolerância, estrutura trófica, reprodução, habitat e migração (HUGHES & OBERDORFF, 1999; OBERDORFF *et al.*, 2001). Desse conjunto, 10 métricas apenas compuseram o IIB final.

Uma curiosidade do trabalho de Pont *et al.* (2006) reside na quantidade de espécies coletadas de peixes: 309 em 5252 locais amostrados em diversos países da Europa. Apesar das diferenças entre ambientes tropicais e temperados, que não podem ser desconsideradas, essa riqueza comparativamente baixa revela o grande desafio que os países megadiversos, como o Brasil, têm pela frente ao desenvolver ferramentas capazes de monitorar a sua biodiversidade.

No Brasil, a primeira adaptação do IIB, baseada na ictiofauna, foi realizada por Araújo (1998) em um dos trechos mais críticos do rio Paraíba do Sul, na porção fluminense, onde drena uma das mais importantes regiões industriais do país. As amostragens se concentraram em um trecho de 70 km (dos 1080 km de comprimento total do rio), compreendendo as cidades de Resende, Barra Mansa e Barra do Piraí, no Estado do Rio de Janeiro (ARAÚJO *et al.*, 2003). Foram definidas pontuações e cinco classes de integridade biótica em relação às assembleias de peixes: muito pobre (12-24); pobre (28-34); regular (40-44); boa (48-52) e excelente (58-60). Os resultados obtidos por Araújo (1998) classificaram a qualidade das águas do rio Paraíba do Sul, no trecho estudado, entre muito

pobre e regular, sendo que as pontuações expressas pelo IIB tenderam a melhorar rio abaixo, embora a diferença entre os maiores e menores valores apontados pelo índice não tenham sido estatisticamente significativa.

Outra adaptação importante do IIB para o Brasil foi realizada por Petesse *et al.* (2007), cujo objetivo foi avaliar as condições ambientais da represa de Barra Bonita, SP, por meio da comunidade de peixes. Foram amostrados 24 pontos que compreendiam três tipos de ambientes (estratos): bocas de tributários, centro e laterais do reservatório (zona litorânea). Em função das características artificiais da represa, e de acordo com Jennings *et al.* (1995), os autores consideraram o termo integridade biótica inapropriado para o estudo; o termo RFAI (Reservoir Fish Assemblage Index) foi então adotado. O índice foi calculado para número (RFAI_N) e peso (RFAI_W) dos indivíduos coletados. No estudo, um conjunto de 16 métricas foi testado para as duas variáveis (número e peso): (1) número total de espécies; (2) número de espécies introduzidas; (3) número de espécies de Characiformes; (4) número de espécies de Siluriformes; (5) número de espécies de Cichlidae; (6) número de espécies tolerantes; (7) abundância (%) de espécies dominantes; (8) número de indivíduos; (9) número de espécies que formam 90% da comunidade; (10) abundância (%) das espécies com comprimento > 30 cm; (11) abundância (%) de herbívoros + planctônicos; (12) abundância (%) de carnívoros; (13) abundância (%) de onívoros; (14) abundância (%) de insetívoros + invertívoros; (15) abundância (%) de indivíduos com anomalias; e (16) número de espécies com alta resiliência, exceto migradores.

As pontuações obtidas resultaram em três classes de integridade biótica: adequada (47-60: riqueza próxima do número esperado, estrutura trófica balanceada, baixa dominância, ocorrência de migradores), regular (31-46: riqueza mostrando o aumento de oportunistas e generalistas, presença de alguns sinais de estresse ambiental), e pobre (12-30: assembléia de peixes dominada por espécies oportunistas e tolerantes, baixa riqueza, poucos carnívoros e exemplares encontrados com lesões e doenças).

Para validar o RFAI, outro índice foi proposto: o HQI (*Hábitat Quality Index*), desenvolvido a partir das variáveis físicas e químicas da água coletada e de algumas características ambientais, como presença/ausência de macrófitas, profundidade e uso e ocupação do solo no entorno do reservatório. A maioria dos pontos amostrados foi enquadrada na classe regular de integridade ambiental; apenas os pontos do centro do reservatório foram considerados pobres. A correlação entre os dois índices, RFAI e HQI, foi altamente significativa, indicando que ambos respondem da mesma forma à degradação ambiental (PETESSE *et al.*, 2007). Uma revisão aprofundada das aplicações do IIB no Brasil e em outras regiões tropicais e subtropicais, até 2007, pode ser consultada em Jaramillo-Villa & Caramaschi (2008).

O objetivo deste capítulo é propor e aplicar uma adaptação do Índice de Integridade Biótica, a partir de métricas específicas para as condições da comunidade de peixes do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense - PNPM, considerando que a área do Parque não apresenta um quadro de degradação. O alcance desse objetivo percorre as etapas de definição e seleção das métricas, atribuição e soma das pontuações, delimitação das classes de integridade do índice e sua validação.

Com isso, espera-se contribuir para a disponibilização de uma ferramenta de avaliação e monitoramento da integridade biótica desta Unidade de Conservação que possa ser aplicada e acompanhada ao longo dos próximos anos. No âmbito desta tese, como a aplicação do IIB se dá num local que pode ser considerado como pristino, as conclusões aqui alcançadas podem ser tomadas como referência em trabalhos futuros para aquelas porções do Pantanal sob influência antrópica.

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

Da mesma forma que o IIB original (KARR, 1981, KARR *et al.*, 1986), a adaptação aqui proposta também foi baseada na ictiofauna. Para tanto, os dados utilizados na aplicação das métricas são provenientes das assembleias de peixes amostradas na área do PNPM, no período seco, em 2010 e 2011, conforme descrito no capítulo II. Obedecendo-se a requisitos de padronização do esforço amostral, as informações dos peixes amostrados com a utilização do arrasto de fundo não foram consideradas para o cálculo das métricas. Os dados dos demais petrechos (redes, tarrafas e peneira) compuseram o presente índice, que passa a ser denominado de IIB_{PNPM}¹¹.

O registro de tumores, lesões e deformidades¹² nos peixes é uma informação comumente utilizada em métricas que compõem adaptações do IIB. O IIB pode ser aplicado em peso, em número ou em ambos. Quando em peso, são utilizados os descritores biométricos correspondentes. Neste trabalho, no entanto, o IIB será aplicado somente em número, pois a logística do trabalho de campo dificultou a pesagem de todos os indivíduos, motivo pelo qual não se fará referência aos dados biométricos.

As quatro etapas para a construção desse índice multimétrico são detalhadas nos itens a seguir.

¹¹ IIB_{PNPM} = Índice de Integridade Biótica (IIB) para o Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense (PNPM).

¹² Na literatura em inglês, é comum o uso da sigla DELT (Deformities, eroded fins, lesions, and tumors) para designar algumas características dessa métrica (KARR, 1981).

3.2.1. Seleção e descrição das métricas

A determinação do IIB_{PNPM} foi feita a partir da adaptação de métricas definidas nos trabalhos de: Karr *et al.* (1986), Ganasan & Hughes (1998), Araújo *et al.* (2003), Bozzetti & Schulz (2004), Marciano *et al.* (2004), Fernandes *et al.* (2007), Petesse *et al.* (2007), Araújo *et al.* (2008) e Ferreira (2011), resultando em 34 métricas candidatas (Quadro 3.1). Essas métricas foram reunidas em quatro categorias (i a iv) e consideradas representativas da estrutura da comunidade de peixes: i) composição e riqueza (8 métricas), ii) abundância (8 métricas), iii) estrutura das guildas tróficas (10 métricas) e iv) indicadores de comunidade e saúde ambiental (8 métricas), todas calculadas em número. Para a maior parte das métricas propostas, a riqueza (número) e a abundância (%) serão igualmente testadas a fim de se verificar qual atributo se ajusta melhor ao IIB_{PNPM}.

Com exceção das métricas 32 (Número de espécies introduzidas, alóctones/exóticas), 33 (Número de espécies híbridas) e 34 (Abundância, em %, de indivíduos com anomalias), todas as demais devem considerar apenas espécies nativas do Pantanal. Mesmo espécies alóctones ou exóticas estabelecidas, como o tucunaré (*Cichla* spp.), devem ser desconsideradas nas métricas que se referem à família Cichlidae (métricas 8 e 14) e contabilizadas somente na métrica 32, que trata das espécies introduzidas (Quadro 3.1).

Quadro 3.1 - Descrição das métricas candidatas para compor o IIB_{PNPM} e tipo de resposta frente à degradação ambiental.

Métricas	Fundamentação teórica	Resposta à degradação
<i>Categoria: Composição e riqueza (8 métricas)</i>		
1. Número de espécies nativas (S)	Uma das medidas de diversidade biológica mais utilizada que tipicamente diminui com o aumento da degradação ambiental (HUGHES & OBERDOFF, 1999). No Pantanal, em ambientes não degradados, é esperada alta riqueza, com mais de uma centena de espécies.	Diminui
2. Número de ordens nativos (Ord)	Nos peixes, além da hierarquia taxonômica e similaridades biológicas, o agrupamento em ordens reflete características ecológicas, como a ocupação de nicho e estratégias reprodutivas. Ambientes não degradados são mais diversificados em número de ordens.	Diminui
3. Número de famílias nativas (Fam)	Em sistemática de peixes, as famílias têm se mostrado o agrupamento mais natural de espécies. Além disso, são relativamente fáceis de serem identificadas, mesmo por não especialistas. Quanto mais diversificadas as famílias, menos degradado é o ambiente.	Diminui
4. Número de espécies raras (Rar)	Raridade de espécies é uma característica inerente aos sistemas biológicos. Em ambientes especiosos e não degradados, é um atributo que tem ganhado destaque em estudos ecológicos, embora seja de difícil	Diminui

	modelagem (MAGURRAN, 2011). Neste trabalho, consideraram-se raras as espécies com um único indivíduo coletado.	
5. Número de espécies de Characiformes (SCh)	Substitui a métrica “número de espécies <i>sunfish</i> ”, proposta por Karr (1981) para avaliar o ambiente de coluna d’água. Em ambientes tropicais, espécies de Characiformes são amplamente distribuídas. Procuram alimento visualmente e são capazes de grandes e pequenos deslocamentos (PETESSE, 2006).	Diminui
6. Número de espécies de Siluriformes (SSi)	Substitui a métrica “número de espécies <i>darter</i> ”, utilizada por Karr (1981) para avaliar o ambiente bentônico. Além de adaptados ao ambiente bentônico, Siluriformes são altamente especialistas. É uma das métricas mais comuns nas aplicações do IIB no Brasil (ARAÚJO <i>et al.</i> , 2003; PETESSE, 2006).	Diminui
7. Número de espécies de Gymnotiformes (SGy)	Gymnotiformes (ou peixes elétricos) estão restritos às Américas Central e do Sul (BRITSKI <i>et al.</i> , 2007). Nos últimos anos, este grupo tem se estabelecido como um modelo importante para estudos de biodiversidade em ambientes aquáticos na Amazônia e testado como elemento central de biomonitoramento de qualidade de água (ALVES-GOMES <i>et al.</i> , dados não publicados).	Diminui
8. Número de espécies de Cichlidae (SCi)	São espécies que constroem ninhos, apresentam cuidado parental e estão associadas a ambientes lênticos. Por esses motivos, são indicadoras da qualidade das margens, que utilizam para desova, e das condições das baías, que são os ambientes lênticos avaliados neste trabalho (PETESSE, 2006).	Diminui
<i>Categoria: Abundância (8 métricas)</i>		
9. Número total de indivíduos (N)	Condições ambientais ótimas geram uma comunidade de peixes de alta qualidade, que exibe grande número de indivíduos (KARR, 1981). É esperado que esse número diminua em condições de estresse ambiental, restando os indivíduos/espécies mais tolerantes à degradação.	Diminui
10. Número de espécies que correspondem a 80% da abundância (80%)	Mede a relação de dominância na comunidade, isto é, a importância relativa do número de espécies nas assembleias. Quanto maior for o número de espécies que abrangem 80% dos indivíduos, mais diversa será a comunidade (PETESSE <i>et al.</i> , 2007). Alguns trabalhos utilizam 90 ao invés de 80%. A opção por 80% está fundamentada no Princípio de Pareto ¹³ .	Diminui
11. Abundância (%) de espécies de Characiformes (NCh)	Characiformes, em geral, ocupam a coluna d’água e por isso são indicadores dessa porção do ecossistema aquático. São abundantes e bem distribuídos na região neotropical, sendo uma das ordens mais comuns de peixes (BRITSKI <i>et al.</i> , 2007).	Diminui

¹³ A Lei de Pareto, também conhecida como princípio 80-20, afirma que para muitos fenômenos (não apenas naturais), 80% das consequências advêm de 20% das causas. A lei foi sugerida por Joseph M. Juran, que deu o nome em homenagem ao economista italiano Vilfredo Pareto (1848 – 1923). O princípio mostra uma relação muito desproporcional, contrariando o esperado, que seria o equilíbrio entre causas e resultados. É aplicado em muitos campos da Economia e Sociologia. Na Estatística, “cauda longa” (do inglês The Long Tail) é um termo utilizado para identificar distribuições de dados como a curva de Pareto, onde o volume de dados é classificado de forma decrescente. Quando comparada a uma distribuição normal, a cauda longa apresenta uma quantidade muito maior de dados ao longo dela.

12. Abundância (%) de espécies de Siluriformes (NSi)	Bagres e cascudos são animais especialistas e ocupam principalmente o ambiente bentônico. Por isso, são sensíveis às suas perturbações e diminuem com a degradação.	Diminui
13. Abundância (%) de espécies de Gymnotiformes (NGy)	Esta métrica está sendo proposta neste trabalho em função da quantidade coletada de peixes elétricos. Parece ser um grupo importante na composição da comunidade de peixes do PNPM e são largamente explorados como iscas vivas pela pesca esportiva (Prof. Dr. J. A. FERRAZ DE LIMA, <i>com. pess.</i>).	Diminui
14. Abundância (%) de espécies de Cichlidae (NCi)	É usada como métrica alternativa ao número de espécies de “sunfish” nas adaptações do IIB para ambientes tropicais e subtropicais (HUGHES & OBERDORFF, 1999). Ciclídeos estão associados aos ambientes lênticos, estrato importante da planície pantaneira. Representam também uma das estratégias reprodutivas dos peixes do pantanal (peixes com cuidado parental).	Diminui
15. % de indivíduos maiores que 30 cm (L30)	Métrica proposta por Petesse (2006) para avaliar a abundância relativa de espécies de médio e grande porte na comunidade. A redução de espécies “k-estrategistas” (grande porte e vida longa) em favor das “r-estrategistas” (pequeno porte e vida curta) pode ser um indicio de degradação e/ou de sobrepesca (AGOSTINHO <i>et al.</i> , 1999).	Diminui
16. % de indivíduos considerados grandes migradores (Mig)	Métrica aqui proposta para avaliar as condições de conectividade entre os diferentes ambientes do sistema “rio-planície de inundação” no Pantanal. Frente à degradação antrópica, sobretudo causada pelos sucessivos barramentos que alteram os níveis e o fluxo da água, é suposto que espécies migradoras tenham mais dificuldades ou simplesmente não consigam completar seu ciclo reprodutivo.	Diminui
<i>Categoria: Estrutura das guildas tróficas (10 métricas)</i>		
17. Número de espécies carnívoras (SCar)	Carnívoros estão no topo da cadeia alimentar e sua abundância representa um sistema íntegro com uma estrutura trófica bem diversificada (KARR, 1981). Como podem bioacumular substâncias tóxicas, alterações físicas e químicas do ambiente podem afetar sua abundância.	Diminui
18. Abundância (%) de indivíduos carnívoros (NCar)	Este grupo é composto por espécies especialistas, cuja abundância diminui quando a qualidade do hábitat piora. Predadores têm um papel importante na regulação da comunidade e diminuem com a degradação do ambiente (KARR, 1981).	Diminui
19. Número de espécies onívoras (SONi)	Onívoros são poucos sensíveis a perturbações ambientais e têm flexibilidade para variar sua dieta. Quando as ligações tróficas são quebradas em função da degradação ambiental, especialistas como os invertívoros diminuem, ao contrário das onívoras e oportunistas, cuja abundância relativa aumenta (KARR, 1981).	Aumenta
20. Abundância (%) de indivíduos onívoros (NOni)	Proposta por Karr (1981), o aumento da onivoria é uma evidência da desestruturação/alteração da base da cadeia alimentar. Em geral, como são oportunistas, sobressaem-se em situações de simplificação da cadeia alimentar. É uma métrica amplamente utilizada nas	Aumenta

		aplicações do IIB no Brasil (ARAÚJO <i>et al.</i> , 2003; PETESSE, 2006).	
21. Número de espécies detritívoras (SDet)		Assim como a planície amazônica, o Pantanal é uma planície essencialmente sedimentar. Adaptada a partir de Marciano <i>et al.</i> (2004), essa métrica mede indiretamente as condições do ambiente bentônico e a taxa de sedimentação, que pode ser acentuada pelo efeito antrópico dos barramentos, principalmente nas baías do Pantanal.	Diminui
22. Abundância (%) de indivíduos detritívoros (NDet)		Como os Siluriformes, detritívoros também refletem as condições do ambiente bentônico. São animais especializados, com baixa variação na dieta, por isso são sensíveis às perturbações do sedimento.	Diminui
23. Número de espécies insetívoras/invertívoras (SIns)		Espécies insetívoras/invertívoras possuem dieta especializada, alimentando-se de macroinvertebrados, gastrópodes, microcrustáceos, pequenos insetos etc, cuja abundância é diretamente prejudicada pela degradação do ambiente. Os peixes com predomínio de itens alóctones, em particular, são dependentes de vegetação ripária íntegra (LOWE-McCONNELL, 1999; CASATTI <i>et al.</i> , 2009;) e, assim devem responder positivamente à qualidade ambiental do corpo d'água.	Diminui
24. Abundância (%) de indivíduos insetívoros/invertívoros (NIns)		A proporção de insetívoros/invertívoros aumenta com a melhoria da qualidade do ambiente, devido à especialização da dieta desse grupo. Ao contrário, diante de distúrbios, insetívoros/invertívoros diminuem sua proporção na comunidade (KARR, 1981).	Diminui
25. Número de espécies herbívoras (SHer)		Herbívoros são especialistas e possuem baixa capacidade de variar sua dieta. São sensíveis à degradação dos ambientes por se alimentarem de restos vegetais, plâncton e frutas. Geralmente são pouco abundantes nas comunidades (PETESSE, 2006).	Diminui
26. Abundância (%) de indivíduos herbívoros (NHerb)		A riqueza de espécies herbívoras foi utilizada por Araújo <i>et al.</i> (2003), Petesse <i>et al.</i> (2007) e Ferreira (2011). A exemplo da anterior, a métrica pretende avaliar a contribuição de espécies com dieta especialista e sensíveis a degradação dos habitats (GANASAN & HUGHES, 1998; PETESSE <i>et al.</i> , 2007).	Diminui
<i>Categoria: Indicadores de comunidade e saúde ambiental (8 métricas)</i>			
27. Índice de diversidade de Shannon (H')		É um dos índices mais utilizados para medir diversidade biológica. Em sua fórmula, considera a riqueza, a abundância total e a abundância relativa de cada espécie da comunidade. Quanto maior o valor de H', maior a diversidade da área em estudo. Como abundância e riqueza tendem a diminuir com a degradação, o índice de Shannon também diminui.	Diminui
28. Índice de equabilidade de Pielou (J)		É derivado do índice de diversidade de Shannon e permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes. Seu valor apresenta uma amplitude de 0 (uniformidade mínima) a 1 (uniformidade máxima) (PIELOU, 1966). Comunidades alteradas tendem a exibir maior dominância e, portanto, menor equitabilidade.	Diminui
29. Abundância (%) de indivíduos de		Métrica proposta neste trabalho, <i>A. hypselonotus</i> é uma espécie de interesse ornamental. Sensível à degradação,	Diminui

<i>Abramites hypselonotus</i> (A.hyp)	é dificilmente encontrada em ambientes alterados (BRITSKI <i>et al.</i> , 2007). Esteve presente em todos os estratos amostrados no PNPM, sempre associada à vegetação. Apresenta características de espécie bioindicadora e de fácil identificação.	
30. Abundância (%) de indivíduos do gênero <i>Eigenmannia</i> (Eig)	Como a anterior, esta métrica também foi proposta neste trabalho. O gênero foi o mais abundante nas coletas realizadas no PNPM. Endêmico da América do Sul, é de fácil identificação e esteve presente em todos os pontos de amostragem, geralmente associado à vegetação marginal. Sua abundância diminui com a degradação.	Diminui
31. Abundância (%) de indivíduos dos gêneros <i>Pygocentrus</i> e <i>Serrasalmus</i> (Pir)	<i>Pygocentrus</i> e <i>Serrasalmus</i> são gêneros de piranhas comuns no Pantanal, de fácil identificação e amostragem. Embora sejam predominantemente carnívoros e ocupem o topo da cadeia trófica aquática, suas populações tendem a aumentar ao dominarem o ambiente nos primeiros sinais de degradação (EMBRAPA, 2000).	Aumenta
32. Número de espécies introduzidas (alóctones/exóticas) (SInt)	Tucunarés (<i>Cichla</i> sp.) e tambaquis (<i>Colossoma macropomum</i>) são as espécies introduzidas mais comuns no Pantanal (RESENDE <i>et al.</i> , 2008). Comunidades equilibradas tendem a impedir que espécies introduzidas dominem a assembleia, de maneira que suas abundâncias permanecem baixas. Por outro lado, em ambientes alterados, espécies introduzidas tendem a ser dominantes.	Aumenta
33. Número de espécies híbridas (SHib)	A presença de híbridos aumenta devido à perda do isolamento reprodutivo e a conseqüente simplificação estrutural do ambiente (KARR, 1981). No Pantanal, o escape e a soltura de indivíduos híbridos (como os do pintado <i>Pseudoplatystoma corruscans</i> com as da cachara <i>P. reticulatum</i> , conhecidos vulgarmente como “ponto-e-vírgula”) provenientes de aquicultura pode representar uma ameaça às populações nativas.	Aumenta
34. Abundância (%) de indivíduos com anomalias (lesões, deformações etc) (NAno)	Em ambientes íntegros, a frequência esperada de indivíduos com lesões e/ou anomalias é baixa, pois as condições de saúde dos peixes refletem boa qualidade ambiental (KARR, 1981, PETESSE, 2006).	Aumenta

Em termos de aplicação prática e de facilidade na comunicação dos resultados, é conveniente que as métricas forneçam respostas padronizadas à degradação, isto é, ou todos os valores diminuem ou todos aumentam diante dos eventos estressores. É possível que ajustes na descrição da métrica sejam feitos para atender a essa recomendação. Por exemplo, se a tendência do conjunto de métricas é diminuir de valor frente à degradação, e tem-se a métrica “número de espécies tolerantes” (cujo valor aumenta com a degradação), pode-se substituí-la pelo “número de espécies intolerantes” e assim sucessivamente. Quando a inversão do descritor não for possível, faz-se a inversão das pontuações.

De acordo com Seegert (2000), na seleção das métricas deve ser evitado o uso daquelas redundantes e altamente correlacionadas, visto que métricas linearmente

correlacionadas não contribuem para o aumento da informação para avaliar a integridade da comunidade. Por outro lado, Jordan & Vaas (2000) sublinham que certa quantidade de dependência e redundância entre as métricas é desejável, porque poucas estações têm dados para todas as métricas e assim o índice ficaria mais robusto. Gerritsen *et al.* (2003) recomendam que duplas de métricas com coeficientes de correlação de Pearson $r \geq 0,90$ devem ser cuidadosamente examinadas para determinar se uma é combinação linear da outra e se as duas são realmente necessárias.

Seguindo estas e outras orientações (STODDARD *et al.*, 2008; PETESSE & PETRERE, 2012), três testes foram conduzidos para definir as métricas que fariam parte do IIB: o primeiro com o objetivo de avaliar a amplitude e a variabilidade dos dados nos pontos de amostragem (“teste 1 – variabilidade”), o segundo para testar a capacidade de resposta da métrica diante da degradação (“teste 2 – sensibilidade”) e o terceiro para testar a independência das métricas entre si (“teste 3 – redundância”).

Métricas com amplitudes menores ou iguais a 4 ou com 75% de valores iguais foram descartadas (teste 1), uma vez que elas não servem para evidenciar diferenças entre os locais de amostragem (WHITTIER *et al.*, 2007), ou seja, possuem baixo poder discriminatório. A sensibilidade das métricas (teste 2) foi calculada pela correlação de Spearman (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998) ao invés da correlação de Pearson recomendada por Gerritsen *et al.* (2003), por se considerar os dados bióticos das assembleias de peixes e os fatores abióticos (caracterização ambiental e variáveis físicas e químicas da água) descritos no capítulo I. Métricas que exibiram correlação significativa ($p < 0.05$) passaram no teste. Por fim, foi novamente calculada a correlação de Spearman entre as métricas restantes (teste 3). Foram consideradas redundantes as duplas de métricas com coeficiente de correlação $> 0,7$ (adaptado de GERRITSEN *et al.*, 2003), sendo excluída aquela que exibiu os menores valores de correlação no teste de sensibilidade (McCORMICK *et al.*, 2001; WHITTIER *et al.*, 2007).

A representação gráfica das distribuições dos valores de cada métrica (total e por estrato) da comunidade de peixes do PNPM, após os três testes, foi feita por meio de *Box-Whisker Plots* (GERRITSEN *et al.*, 2003).

3.2.2. Critérios para pontuação e classes de integridade

Pelo fato dos índices multimétricos serem desenvolvidos por adição das pontuações de cada métrica, é preciso padronizar as diferentes escalas. Pontuações ordinais (exemplo: 1, 3, 5) são as mais freqüentes e correspondem a categorias de biota impactada (1), regular/intermediária (3) e não impactada (5). Este tipo de pontuação é recomendada por

Gerritsen *et al.* (2003) em lugar das pontuações de maior amplitude (de 1 a 10, em geral) para a avaliação de locais onde condições “naturais” de referência não podem ser definidas. Esta escolha é corroborada pela consideração de que nos casos de impactos extensos, todas as estações de coleta são impactadas e a distribuição da métrica não reflete sua variação natural.

Neste capítulo, a opção pela pontuação discreta (1, 3 e 5) se justifica principalmente pela facilidade de comunicar os resultados a não especialistas, que é uma característica desejável para a gestão de áreas protegidas abertas à visitação pública. Por se tratar de uma Unidade de Conservação, não se esperam grandes perturbações antrópicas dentro dos limites do Parque, de forma que todos os resultados das métricas poderiam ser considerados, como já foi mencionado no final da Introdução, como valores de referência. No entanto, para que a adaptação do IIB fosse possível, os valores de referência foram definidos levando-se em conta a observação das melhores condições (McDONOUGH & HICKMAN, 1999) dentro da variação exibida no PNPM.

A partir da análise dos gráficos de *Box-Whisker Plot*, foram identificados os valores entre 5 e 95º percentis (para excluir o efeito de *outliers*) e este intervalo trisectado, individualizando-se os valores dos 10º e 25º percentis da nova distribuição, conforme é indicado para ambientes que contenham áreas de referência (GERRITSEN *et al.*, 2003). Em seguida, foram definidas as classes de integridade biótica do índice, que variou de “pobre” (menor pontuação) a “excelente” (maior pontuação).

Para as métricas em que valores altos indicam altíssima integridade, valores maiores que o 25º percentil tiveram pontuação 5 (“excelente”); inversamente, quando altos valores correspondem a menor integridade, pontua-se 1 (“pobre”). Valores entre 10º e 25º percentis tiveram pontuação 3 (“regular”) e valores abaixo da seção equivalente ao 10º percentil receberam pontuação de 1 ou 5, dependendo da resposta da métrica (se aumenta ou diminui) diante da intensidade do distúrbio.

O IIB_{PNPM} final foi calculado para os quatro estratos e para os dois anos de amostragem (IIB_{PNPM} 2010 e IIB_{PNPM} 2011) e apresentados graficamente em diagramas do tipo *Box-whisker plots*. O teste de Mann-Whitney (teste U) foi escolhido para verificar a existência de diferenças entre as locações dos IIB_{PNPM} calculados nos dois anos, a fim de discutir a variabilidade temporal na aplicação do índice (ZAR, 2010). Essa escolha se deve ao fato de que as escalas de pontuação usadas para calcular o IIB_{PNPM} são discretas.

3.3 RESULTADOS

3.3.1. Seleção e definição das métricas

Para compor o IIB_{PNPM}, 34 métricas candidatas (Quadro 3.1) foram testadas para três critérios: variabilidade, sensibilidade e redundância. Destas, nove métricas (3, 6, 8, 9, 10, 11, 13, 25 e 28) atenderam os requisitos dos três testes. Quatro métricas (2, 32, 33 e 34) não atenderam os critérios do primeiro teste e foram descartadas.

O número de ordens nativas (métrica 2) nos pontos de amostragem variou de 3 a 6 (portanto, < 4); não foram amostradas espécies introduzidas ou híbridas (métricas 32 e 33), por isso mais de 75% dos valores foram iguais a zero; quatro de 24 pontos de amostragem (considerando os anos de 2010 e 2011) exibiram um único indivíduo com anomalia (métrica 34), portanto, neste caso, mais de 75% dos valores também foram iguais a zero.

Das 30 métricas restantes, dez (3, 6, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 25 e 28) passaram no segundo teste (sensibilidade), que correlacionou os valores das métricas com os fatores abióticos de caracterização ambiental e variáveis físicas e químicas da água, abordados no capítulo I.

A maioria das métricas (3, 8, 9, 25 e 28) apresentou correlação significativa com apenas um dos fatores abióticos; uma métrica (10) com dois fatores, três métricas (6, 12 e 13) com três fatores e uma (11) com quatro fatores. A maior parte dos fatores abióticos esteve correlacionada com pelo menos uma métrica, com destaque para a cobertura de macrófitas (COB) e o potencial de oxidorredução (RED), que exibiram correlação significativa ($p < 0.05$) com quatro métricas cada. Presença de ninhais e profundidade não se correlacionaram de maneira significativa com nenhuma métrica (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 - Coeficientes de correlação de Spearman entre as métricas candidatas e os fatores abióticos para $n = 24$ observações (12 pontos de amostragem em dois anos consecutivos, 2010 e 2011). As métricas sublinhadas indicam correlação significativa ($0.01 < p < 0.05$). COB – cobertura de macrófitas, MAC – continuidade de macrófitas, NIN – presença de ninhais, TAR – temperatura do ar, TAG – temperatura da água, TRP – transparência da água, PRF – profundidade, CDT – condutividade elétrica, OD – oxigênio dissolvido, RED – potencial de oxidorredução.

Métricas	COB	MAC	NIN	TAR	TAG	TRP	PRF	CDT	OD	RED
1. S	0.171	0.086	-0.186	-0.081	0.076	-0.012	0.050	-0.040	0.042	0.268
3. Fam	-0.230	-0.399	-0.103	-0.068	0.096	-0.080	0.102	-0.030	-0.023	<u>0.444</u>
4. Rar	-0.314	-0.326	-0.064	-0.375	-0.083	0.053	0.129	0.072	-0.157	0.113
5. SCh	0.267	0.251	-0.199	-0.316	-0.173	0.222	0.108	0.231	-0.010	-0.160
6. SSi	-0.272	-0.296	-0.310	0.260	<u>0.520</u>	<u>-0.412</u>	-0.106	-0.404	0.107	<u>0.460</u>
7. SGy	-0.081	-0.127	-0.205	0.053	0.372	-0.209	0.129	-0.142	0.247	0.205
8. SCi	0.192	0.260	0.352	-0.200	-0.297	-0.089	0.131	0.056	-0.389	<u>0.466</u>
9. N	-0.272	0.037	-0.140	<u>-0.433</u>	-0.011	-0.160	-0.124	0.005	-0.308	-0.002
10. 80%	<u>-0.540</u>	-0.351	-0.006	-0.265	-0.160	-0.031	0.373	0.021	-0.020	<u>0.439</u>
11. NCh	<u>0.438</u>	<u>0.415</u>	0.115	-0.401	-0.324	<u>0.548</u>	-0.101	<u>0.520</u>	-0.014	-0.327
12. NSi	-0.352	-0.256	-0.319	<u>0.415</u>	<u>0.426</u>	-0.401	0.000	<u>-0.418</u>	0.158	0.223
13. NGy	<u>-0.489</u>	<u>-0.476</u>	0.217	0.128	0.176	-0.385	0.086	<u>-0.439</u>	0.024	0.120
14. NCi	0.076	0.073	0.051	-0.095	-0.377	0.051	0.252	0.267	-0.356	0.189
15. L30	0.065	-0.110	0.358	0.115	-0.013	0.174	-0.145	0.043	0.031	-0.146
16. Mig	-0.136	-0.196	0.180	0.059	-0.257	0.184	0.007	0.280	0.035	-0.323
17. SCar	0.231	0.006	-0.142	0.061	0.114	0.011	-0.249	-0.074	0.115	0.124
18. NCar	0.078	0.098	0.294	0.123	-0.101	-0.062	-0.235	0.066	-0.020	-0.224
19. SOni	0.065	0.104	-0.193	-0.217	0.097	-0.017	-0.030	0.034	-0.150	0.132
20. NOni	0.124	0.330	-0.038	0.051	-0.033	-0.193	-0.217	-0.053	-0.024	-0.032
21. SDet	0.047	-0.117	-0.197	-0.165	-0.042	-0.046	0.224	-0.071	-0.250	0.218
22. NDet	0.367	0.195	0.268	-0.168	-0.263	0.033	-0.093	0.147	-0.008	0.113
23. SIns	0.177	0.210	-0.155	-0.073	0.035	0.042	0.103	0.209	-0.046	0.211
24. NIns	-0.061	-0.073	0.306	0.057	-0.212	-0.185	-0.034	-0.015	-0.048	-0.026
25. SHer	0.336	0.111	-0.175	-0.176	0.022	0.267	0.253	-0.022	<u>0.461</u>	-0.094
26. NHer	0.103	0.366	-0.294	0.099	0.005	0.211	-0.133	0.142	-0.290	-0.391
27. H'	0.190	0.256	0.000	-0.128	-0.213	-0.232	-0.296	0.048	-0.094	0.023
28. J	<u>0.451</u>	0.208	0.026	-0.167	-0.358	0.178	0.084	0.346	0.135	-0.386
29. A.hyp	0.078	0.198	0.079	0.403	0.224	-0.369	-0.231	-0.192	0.028	0.021
30. Eig	-0.232	0.122	-0.051	0.169	-0.056	0.135	-0.243	0.075	-0.051	-0.327
31. Pir	0.202	0.122	0.064	-0.084	0.024	0.125	0.131	0.039	-0.145	-0.223

O último teste verificou a independência das métricas e foi chamado de redundância entre métricas. Um novo coeficiente de correlação de Spearman foi calculado para cada par de métricas e os respectivos coeficientes estão mostrados na Tabela 3.2. Das 10 métricas aceitas pelo segundo teste, uma (12) foi descartada, restando nove métricas (3, 6, 8, 9, 10, 11, 13, 25 e 28) para compor o IIB_{PNPM}.

Tabela 3.2 – Coeficientes de correlação de Spearman entre as métricas candidatas para o IIB_{PNPM}. As métricas sublinhadas indicam redundância ($r > 0,7$) em 24 observações (12 pontos de amostragem em dois anos consecutivos, 2010 e 2011).

	3.Fam	6.SSi	8.SCi	9.N	10.80%	11.NCh	12.NSi	13.NGy	25.SHer	28.J
3.Fam	1.000									
6.SSi	0.665	1.000								
8.SCi	0.337	0.187	1.000							
9.N	0.042	0.145	-0.110	1.000						
10.80%	-0.123	-0.028	0.078	0.218	1.000					
11.NCh	-0.293	-0.370	0.038	-0.044	-0.174	1.000				
12.NSi	0.392	0.481	-0.109	0.090	0.004	<u>-0.863</u>	1.000			
13.NGy	0.020	0.004	-0.153	0.067	0.326	-0.689	0.380	1.000		
25.SHer	0.309	0.026	0.145	-0.037	-0.210	0.188	0.036	-0.257	1.000	
28. J	-0.310	-0.394	0.069	-0.177	-0.074	0.263	-0.263	-0.198	0.363	1.000

O par de métricas redundantes (11-12) foi confrontado para decidir qual métrica seria descartada. O critério de desempate selecionou a métrica com o maior número de correlações significativas no teste 2 (McCORMICK *et al.*, 2001; WHITTIER *et al.*, 2007), portanto, a métrica 11 foi escolhida com quatro correlações.

A Tabela 3.3 apresenta os resultados dos três testes de critérios (variabilidade, sensibilidade e redundância) realizados com as 34 métricas candidatas, das quais nove compuseram o IIB_{PNPM} final.

Tabela 3.3 - Resultados dos testes de critérios realizados com as métricas candidatas para compor o IIB_{PNPM}. O sinal (-) indica que a métrica não passou no teste.

Métricas	Teste 1 – Variabilidade	Teste 2 – Sensibilidade	Teste 3 – Redundância
<i>Categoria: Composição e riqueza</i>			
1. Número de espécies nativas	Passou no teste	-	-
2. Número de ordens nativas	-	-	-
3. Número de famílias nativas	Passou no teste	Passou no teste	Passou no teste
4. Número de espécies raras	Passou no teste	-	-
5. Número de espécies de Characiformes	Passou no teste	-	-
6. Número de espécies de Siluriformes	Passou no teste	Passou no teste	Passou no teste
7. Número de espécies de Gymnotiformes	Passou no teste	-	-
8. Número de espécies de Cichlidae	Passou no teste	Passou no teste	Passou no teste

<i>Categoria: Abundância</i>			
9. Número total de indivíduos	Passou no teste	Passou no teste	Passou no teste
10. Número de espécies que correspondem a 80% da abundância	Passou no teste	Passou no teste	Passou no teste
11. Abundância (%) de espécies de Characiformes	Passou no teste	Passou no teste	Passou no teste
12. Abundância (%) de espécies de Siluriformes	Passou no teste	Passou no teste	-
13. Abundância (%) de espécies de Gymnotiformes	Passou no teste	Passou no teste	Passou no teste
14. Abundância (%) de espécies de Cichlidae	Passou no teste	-	-
15. % de indivíduos maiores que 30 cm	Passou no teste	-	-
16. % de indivíduos considerados grandes migradores	Passou no teste	-	-
<i>Categoria: Estrutura das guildas tróficas</i>			
17. Número de espécies carnívoras	Passou no teste	-	-
18. Abundância (%) de indivíduos carnívoros	Passou no teste	-	-
19. Número de espécies onívoras	Passou no teste	-	-
20. Abundância (%) de indivíduos onívoros	Passou no teste	-	-
21. Número de espécies detritívoras	Passou no teste	-	-
22. Abundância (%) de indivíduos detritívoros	Passou no teste	-	-
23. Número de espécies insetívoras/invertívoras	Passou no teste	-	-
24. Abundância (%) de indivíduos insetívoros/invertívoros	Passou no teste	-	-
25. Número de espécies herbívoras	Passou no teste	Passou no teste	Passou no teste
26. Abundância (%) de indivíduos herbívoros	Passou no teste	-	-

Categoria: Indicadores de comunidade e saúde ambiental

27. Índice de diversidade de Shannon (H')	Passou no teste	-	-
28. Índice de equabilidade de Pielou (J)	Passou no teste	Passou no teste	Passou no teste
29. Abundância (%) de indivíduos de <i>Abramites hypselonotus</i>	Passou no teste	-	-
30. Abundância (%) de indivíduos do gênero <i>Eigenmannia</i>	Passou no teste	-	-
31. Abundância (%) de indivíduos dos gêneros <i>Pygocentrus</i> e <i>Serrasalmus</i>	Passou no teste	-	-
32. Número de espécies introduzidas (alóctones/exóticas)	-	-	-
33. Número de espécies híbridas	-	-	-
34. Abundância (%) de indivíduos com anomalias (lesões, deformações etc)	-	-	-

A distribuição dos valores das nove métricas que compõem o IIB_{PNPM} é apresentada na Figura 3.a, onde os gráficos da esquerda correspondem à distribuição do valor total das métricas e os gráficos da direita à distribuição por estrato. A visualização das métricas por estrato ajuda a entender a sua distribuição total.

C **D** **E** **F** **G** **H**

I **J** **K** **L** **M** **N**

Figura 3.a - Distribuição dos valores das sete métricas selecionadas para compor o IIB_{PNPM}. À esquerda (A, C, E, G, I, K, M, O, Q), gráficos da distribuição total da métrica; à direita, gráficos (B, D, F, H, J, L, N, P, R) das distribuições por estrato. BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, Crx – corixos, RPr – rios principais. Nos gráficos: quadrado central do box = mediana; box = 25%-75%; whisker = amplitude sem ponto discrepante (outlier); círculo = ponto discrepante (outlier); sinal de + = pontos extremos.

O número de famílias nativas variou de 11 a 23 entre os estratos. A menor amplitude e sua respectiva mediana foram expressas pelas baías temporárias, enquanto baías permanentes, corixos e rios principais apresentaram amplitudes similares e medianas com valores entre 18 e 19 (Figura 3.a A e B).

O número de espécies de Siluriformes variou de 6 a 18, sendo que corixos e rios principais expressaram as maiores amplitudes. O estrato mais homogêneo foram as baías permanentes, variando entre 10 e 12 espécies de Siluriformes. Neste estrato, o ponto discrepante (*outlier*) de valor 18 corresponde à Baía do Burro (P3), a primeira grande baía rasa dentro dos limites do PNPM, que conecta o rio Cuiabá aos demais elementos da planície de inundação (Figura 3.a C e D). Dos pontos amostrados, é o local de maior

concentração de espécies de Siluriformes e também um dos berçários desse grupo de peixes no PNPM.

O número de espécies de Cichlidae variou de 0 a 6, com as baías permanentes apresentando a maior amplitude (5). Em geral, ciclídeos estão mais associados às águas lênticas (típicas das baías no Pantanal, por exemplo), mas, no presente estudo, considerando a sua riqueza, distribuíram-se em todos os ambientes amostrados (Figura 3.a E e F).

O número total de indivíduos variou de 105 a 2519. Considerando os estratos ambientais, corixos foram mais heterogêneos e baías permanentes mais homogêneas para a abundância numérica total. O ponto extremo dessa abundância (2519 indivíduos) pertence a um corixo (Boca do Ricardo) reconhecido como bastante piscoso pela equipe do PNPM (Figura 3.a G e H). Inclusive, ao se adentrar esse corixo, é possível perceber a grande densidade de peixes pela movimentação deles na lâmina superficial da água.

Quanto ao número de espécies que correspondem a 80% da abundância, que variou de 3 a 28 espécies, corixos apresentaram o padrão mais heterogêneo e rios principais o padrão oposto. No entanto, o ponto extremo máximo (28) foi detectado numa baía temporária (Figura 3.a I e J).

Como esperado, Characiformes foi a ordem mais representada nas coletas de 2010 e 2011. A abundância de espécies de Characiformes variou de 5 a 87% entre os estratos, sendo que as baías permanentes apresentaram a maior variação (de 9,28 a 80,47%). A maior mediana foi expressa pelas baías temporárias (aproximadamente 70), e o estrato mais homogêneo (menor amplitude) foi representado pelos rios principais (Figura 3.a K e L).

O número de espécies de Gymnotiformes variou entre 3 e 48%. Dentre os estratos, as baías permanentes foram mais heterogêneas (variaram de 6,06 a 47,77%) e os corixos mais homogêneos entre si (de 5,15 a 15,75%). Um ponto discrepante (*outlier*) foi observado nas baías temporárias e corresponde ao P10, onde Gymnotiformes representaram 44% da abundância total, devido principalmente à abundância relativa de *Eigenmannia trilineata* (Figura 3.a M e N).

O número de espécies herbívoras variou de 0 a 7. Ambas as baías apresentaram a mesma amplitude e, comparativamente com a amplitude dos corixos e rios principais, foram mais heterogêneas. A maior mediana foi expressa pelos corixos (6). Em função dos valores das medianas obtidas em cada estrato, herbívoros parecem ocorrer em maior número de espécies em ambientes lóticos (corixos e rios principais) que lênticos (baías) (Figura 3.a O e P).

O índice de equabilidade de Pielou (J) variou de 0,51 a 0,86 entre os estratos. As baías temporárias apresentaram a maior variação/amplitude (0,62 a 0,85) e corixos e baías permanentes a menor, porém, apresentaram um *outlier* (0,63) e um ponto extremo mínimo

(0,51) respectivamente. Esse ponto corresponde ao P7, Baía das Três Bocas, que registrou o menor valor de equabilidade entre todos os pontos. A maior mediana (0,78) foi detectada nos corixos (Figura 3.a Q e R).

3.2.2. Pontuação das métricas e classes de integridade

A pontuação das métricas foi baseada na distribuição trisectada (10 e 25 percentis) dos valores máximos e mínimos da amplitude dos dados entre 5 e 95 percentis, resultando na Tabela 3.5. A pontuação 1 indica que o valor observado está afastado da condição de integridade biótica considerada ótima; a pontuação 5 corresponde às condições ótimas e a pontuação 3 às condições intermediárias (regulares) de integridade biótica. Nas duas últimas colunas à direita da Tabela 3.4, foram expressos os limites da distribuição, sendo o limite inferior denominado “mínimo” e o limite superior “máximo”.

Todas as métricas selecionadas respondem à degradação ambiental diminuindo seus valores com o aumento da intensidade do distúrbio. Logo, as menores pontuações indicam as piores condições e as maiores pontuações as melhores condições.

Tabela 3.4 - Pontuações e intervalos de valores das métricas para o cálculo do IIB_{PNPM}.

Métricas	1	3	5	Mínimo	Máximo
3. Número de famílias nativas (Fam)	< 13	13 - 14	> 14	11	23
6. Número de espécies de Siluriformes (SSi)	< 8	8 - 10	> 10	6	18
8. Número de espécies de Cichlidae (SCi)	< 1	1 - 2	>2	0	6
9. Número total de indivíduos (N)	< 443	443 - 769	>769	105	2519
10. Número de espécies que correspondem a 80% da abundância (80%)	< 7	7 - 10	>10	3	28
11. Abundância (%) de espécies de Characiformes (NCh)	< 16,05	16,05 - 27,25	>27,25	4,44	87,37
13. Abundância (%) de espécies de Gymnotiformes (NGy)	< 9,42	9,42-15,44	>15,44	3,18	47,77
25. Número de espécies herbívoras (SHer)	< 1	1 - 2	>2	0	7
28. Índice de equabilidade de Pielou (J)	<0,56	0,56 - 0,61	>0,61	0,51	0,86

Como são nove métricas, a menor pontuação possível soma 9 (para um mesmo ponto, todas as métricas recebem o valor 1); do outro lado, a maior pontuação possível

resulta em 45 (todas as métricas de um mesmo ponto recebem 5). Portanto, a pontuação final do IIB_{PNPM} varia de 9 a 45 (Tabela 3.5).

Tabela 3.5 - Delimitação, descrição e pontuações das classes de integridade biótica do IIB_{PNPM}.

Pontuação IIB _{PNPM}	Classes de integridade	Descrição da classe
35 - 45	Excelente	Comparável às melhores situações sem influência do homem; ocorrência das espécies regionais esperadas para o bioma, incluindo as formas mais intolerantes, em todas as faixas de classe de idade e sexo; estrutura trófica diversificada e balanceada; presença de espécies de grande porte e peixes migradores.
22 – 34	Regular	Riqueza próxima ao esperado; estrutura trófica relativamente equilibrada; algumas espécies diminuem sua abundância relativa e podem apresentar tamanho inferior ao ótimo; comunidade começa a mostrar alguns sinais de estresse e carece ser monitorada.
9 – 21	Pobre	Comunidade pouco diversificada; estrutura trófica desequilibrada; dominância de espécies tolerantes; presença de espécies introduzidas (alóctones e/ou exóticas); aumento de indivíduos com anomalias e parasitos.

A Tabela 3.6 apresenta os escores das métricas em cada ponto de amostragem, com os totais e as escalas de pontuação final do IIB_{PNPM} e a respectiva classe de integridade de enquadramento.

Em cinco situações (indicadas com o sinal de asterisco [*] na Tabela 3.6), houve alteração da classe de integridade do IIB_{PNPM} de um ano para o outro, nos mesmos pontos de amostragem. Isso ocorreu em função de variações interanuais, maiores ou menores, sobretudo nas abundâncias dos peixes amostrados.

Em 2010, com exceção do P10 (“regular”), todos os demais se enquadraram na melhor classe de integridade (“excelente”). Em 2011, enquanto o P10 aumentou de “regular” para “excelente”, quatro pontos (P3, P4, P5 e P9) tiveram suas pontuações diminuídas (de “excelente” para “regular”). Nos dois anos, nenhum ponto de amostragem se enquadrou na classe “pobre”, como era de se esperar pelo fato do PNPM ser uma Unidade de Conservação que exhibe áreas de referência.

Tabela 3.6 - Atribuição das pontuações das métricas selecionadas para o IIB_{PNPM} nos 24 pontos de amostragem no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco, em out-nov de 2010 e 2011. As situações assinaladas com (*) se referem à mudança na classe de integridade do IIB_{PNPM} de um ano para outro.

Ano	Pontos	Estrato	Fam	SSi	SCi	N	80%	NCh	NGy	SHer	J	Total	IIB _{PNPM}
2010	P1	Crx	5	3	5	5	3	5	1	5	3	35	Excelente
2010	P2	Crx	5	5	5	3	1	5	3	5	5	37	Excelente
2010	P3	Bpe	5	5	5	5	5	5	5	5	5	45	Excelente
2010	P4	RPr	5	5	5	3	5	5	5	5	5	43	Excelente
2010	P5	BTm	5	5	5	1	5	5	5	5	1	37	Excelente
2010	P6	RPr	5	5	5	5	5	5	5	5	5	45	Excelente
2010	P7	Bpe	5	5	5	3	5	5	3	5	5	41	Excelente
2010	P8	Bpe	3	5	3	5	5	5	1	3	5	35	Excelente
2010	P9	Crx	5	1	5	1	5	5	3	5	5	35	Excelente
2010	P10	BTm	3	1	5	1	1	5	1	5	5	27	Regular
2010	P11	BTm	5	5	5	1	3	5	1	5	5	35	Excelente
2010	P12	Crx	5	5	5	3	3	5	1	5	5	37	Excelente
2011	P1	Crx	3	1	5	5	5	5	5	5	5	39	Excelente
2011	P2	Crx	5	5	5	3	3	5	1	5	5	37	Excelente
2011	P3	Bpe	5	3	3	3	3	1	5	3	5	31	Regular*
2011	P4	RPr	1	1	1	1	3	5	5	5	5	27	Regular*
2011	P5	BTm	3	3	5	5	5	1	5	1	5	33	Regular*
2011	P6	RPr	5	3	5	3	5	5	5	5	5	41	Excelente
2011	P7	Bpe	5	5	5	3	5	5	5	3	5	41	Excelente
2011	P8	Bpe	5	5	5	3	3	5	5	5	5	41	Excelente
2011	P9	Crx	5	1	5	1	3	5	3	5	5	33	Regular*
2011	P10	BTm	5	3	5	5	3	5	1	5	5	37	Excelente*
2011	P11	BTm	3	1	5	3	5	5	3	5	5	35	Excelente
2011	P12	Crx	5	5	5	5	5	5	3	5	5	43	Excelente

A Figura 3.b mostra a distribuição do IIB_{PNPM} por estrato, para os dois anos indistintamente, evidenciando as classes de integridade biótica (“excelente”, “regular” e “pobre”). Todos os estratos apresentaram pontos nas classes “excelente” e “regular”, com predominância da primeira. Os corixos foram o estrato mais homogêneo, fato já observado e discutido nos capítulos anteriores. Por outro lado, a maior variação nos valores do IIB_{PNPM} ocorreu no estrato dos rios principais, que também apresentou a maior mediana (43). Nas baías temporárias, a mediana (35) se posicionou na transição entre as classes “excelente” e “regular”, sendo o estrato com a menor pontuação total do do IIB_{PNPM}.

Figura 3.b - Distribuição dos escores finais do IIB_{PNPM} nos quatro estratos amostrados no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco, em out-nov de 2010 e 2011. BPe – baías permanentes, BTm – baías temporárias, CRx – corixos, RPr – rios principais.

A Figura 3.c mostra os valores do IIB_{PNPM} para cada ano de amostragem. Em 2010, o IIB_{PNPM} calculado foi numericamente superior ao de 2011. Porém, o teste de Mann-Whitney não detectou tal diferença ($U=62,5$; $p=0,599$) entre as locações dos escores do IIB_{PNPM} nos dois anos.

Figura 3.c - Distribuição dos escores do IIB_{PNPM} nos dois anos de amostragem, 2010 e 2011, no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense.

3.4 DISCUSSÃO

A adaptação do IIB_{PNPM} é a primeira tentativa de implementação de um índice multimétrico baseado na comunidade de peixes para avaliar a integridade biótica na planície pantaneira. É também a primeira aplicação desse tipo de índice em áreas protegidas federais, a partir da qual se espera que novas aplicações sejam incentivadas, inclusive em outras Unidades de Conservação. A opção por um Parque Nacional também se deve ao fato desta categoria de área protegida permitir o acesso do público para visitação, o que pode representar um fator adicional de impacto se mal gerenciado.

Embora o programa de uso público do PNPM tenha sido aprovado pelo ICMBio em 2011, ele ainda não está em funcionamento, de modo que o Parque permanece fechado à visitação pelo público em geral. A abertura do PNPM à visitação pública está prevista para meados de 2013. Muitos dos pontos amostrados para a aplicação do IIB_{PNPM} são os locais que serão destinados ao acesso do público para diferentes fins: contemplação da natureza,

observação de aves e ninhais¹⁴, educação ambiental e lazer em geral. Por isso, o desenvolvimento do IIB_{PNPM} nesta ocasião foi bastante oportuno, por se tratar do momento imediatamente anterior à abertura do PNPM, e revelar o retrato situacional das condições ambientais do Parque antes dos eventuais impactos que podem ser gerados pela visitação pública.

Mesmo diante da impossibilidade de comparação direta do IIB_{PNPM} com outras áreas protegidas, a seguir, são feitas algumas considerações a respeito de outras aplicações do Índice de Integridade Biótica no Brasil e no mundo.

Hoje, aplicações do IIB podem ser facilmente localizadas nos cinco continentes, nos mais diversos tipos de corpos d'água e utilizando diferentes organismos como indicadores (ver novamente as referências incluídas na Introdução deste capítulo). Aplicações do IIB nos Estados Unidos estão naturalmente relatadas nas publicações de seu principal autor, Prof. Dr. James Karr, seus colaboradores e ex-alunos (KARR, 1981; KARR *et al.*, 1986; FAUSCH *et al.*, 1990; KARR & CHU, 1997), assim como em diversos documentos da agência ambiental norte-americana, a USEPA (a publicação de GERRITSEN *et al.*, 2003 é uma compilação deles). Para os rios europeus, o artigo de Pont *et al.* (2006) discute os principais resultados da maior rede de aplicação do IIB fora dos Estados Unidos e Canadá, já mencionados na Introdução deste capítulo.

Magalhães *et al.* (2008) obtiveram resultados promissores ao aplicar o IIB, também baseado em peixes, em uma bacia tipicamente mediterrânea, ao sul de Portugal, onde indicadores biológicos eram pouco desenvolvidos até então. Foram utilizados dados de 560 coletas de peixes (pesca elétrica padronizada) em 220 localidades da bacia, amostradas entre 1997 e 2002. Os peixes foram identificados, mensurados e devolvidos ao rio em seguida, mostrando que é possível praticamente eliminar a mortalidade de peixes nas aplicações do IIB. Das 55 métricas candidatas, cinco foram altamente capazes de discriminar os locais de referência dos locais impactados, no tempo e no espaço, e por isso foram selecionadas para compor o IIB final. Nas conclusões do artigo, os autores destacam a necessidade de ferramentas confiáveis para avaliar e prever o efeito dos impactos antrópicos sobre as comunidades biológicas e incentivam investimentos para desenvolver pesquisas utilizando os índices multimétricos como ferramenta principal no diagnóstico desses impactos.

Ferramenta semelhante foi desenvolvida por Rabuco e Masese (2012) para avaliar a integridade das assembleias de peixes nas bacias adjacentes ao sistema do Lago Vitória, no Quênia. Comunidades de peixes de 24 localidades foram amostradas para avaliar o

¹⁴ Nome que se dá às grandes aglomerações de aves que, durante a época reprodutiva, constroem seus ninhos (nidificam) nas copas da vegetação arbórea. Muitos ninhais são formados em meio às baías da planície pantaneira, sendo locais de exuberante beleza e altíssimo interesse turístico.

desempenho de 33 métricas candidatas, das quais 12 satisfizeram os critérios para compor o IIB final. Como o sistema do Lago Vitória foi bastante alterado por atividades antrópicas nas últimas décadas, os autores recomendam que o índice desenvolvido por eles seja utilizado para detectar os corpos d'água mais preservados do sistema, no sentido de evitar que eles sejam igualmente impactados.

No cenário brasileiro, entre 1999 e 2000, Marciano *et al.* (2004) amostraram a ictiofauna de sete tributários de 2^a, 3^a e 4^a ordens do rio Sorocaba, Estado de São Paulo. Para aplicação do IIB local, analisaram 11 variáveis relacionadas à organização e saúde da comunidade de peixes. Os resultados apontaram fortes indícios de degradação da qualidade da bacia do rio Sorocaba, uma vez que foram verificadas alterações nos atributos estabelecidos para a ictiofauna do sistema. Os autores concluíram que o índice foi adequado para discriminar as condições de integridade do rio Sorocaba. Seegert (2000) também defende que os índices multimétricos são os mais adequados para avaliar o impacto nos ambientes aquáticos, pelo fato de considerar vários atributos ecológicos das comunidades ao mesmo tempo.

Tendo por finalidade adaptar o IIB para pequenos riachos do sul do Brasil e testar sua aplicabilidade para determinar diferentes níveis de perturbação humana, Bozzetti & Schulz (2004) estudaram cinco riachos, três deles localizados na sub-bacia do rio Gravataí e outros dois que percorrem o Vale dos Sinos (rio dos Sinos), no estado sul-grandense. A primeira região é fortemente influenciada pela agricultura (arrozais) e pela pecuária de subsistência. A maioria dos riachos está canalizada e suas matas ciliares bastante reduzidas. Um córrego em especial (Pitangueira), até aquele momento, recebia esgoto *in natura* e efluentes químicos da cidade de Santo Antônio da Patrulha (37 mil habitantes). Na região do rio dos Sinos, um pouco menos alterada, a agricultura se concentrava em plantações de banana e criação extensiva de suínos em altitude.

Em virtude dos níveis de impacto em ambas as bacias, nenhum dos riachos amostrados foi considerado um sítio de referência. Para tanto, os autores modelaram valores hipotéticos para este cenário, contra o qual os demais valores foram comparados. A situação relatada é oposta à observada no PNPM, onde praticamente só existem sítios de referência. Essa foi a principal dificuldade para a validação do IIB_{PNPM}, uma vez que prever as consequências da degradação sobre a comunidade de peixes não é tarefa fácil, ao se considerar que existe pouca informação consolidada nesse sentido. No entanto, frente a um cenário de forte perturbação, algumas respostas são claramente esperadas, como a redução da riqueza, sobretudo em função do desaparecimento de espécies pouco tolerantes ou mesmo intolerantes.

Baseando-se em outras aplicações do IIB, Bozzetti & Schulz (2004) selecionaram dez métricas: (1) a riqueza foi utilizada ao invés do número de espécies nativas, uma vez

que não foram capturadas espécies alóctones ou exóticas; (2) número de espécies bentônicas; (3) número de espécies de longa vida; (4) número de espécies intolerantes; (5) número de espécies insectívoras; (6) espécies piscívoras; (7) e número de indivíduos onívoros encontrados nas amostras. Diferentemente de outros autores, Bozzetti & Schulz (2004) consideraram (8) o número de espécies na coluna de água como indicador de degradação, ao observarem que ambientes perturbados geralmente apresentam simplificações na complexidade estrutural de habitats, além do que, uma maior quantidade de sedimentos finos é depositada.

Essa condição reduz o número de espécies bentônicas e favorece o aumento de espécies móveis na coluna de água. Por fim, adicionaram às métricas (9) o número de espécies e (10) indivíduos que apresentam respiração aérea facultativa. Os autores argumentaram que tais peixes são abundantes em locais com alta carga orgânica. Anormalidades morfológicas não foram consideradas uma métrica porque elas ocorreram em um número muito pequeno de exemplares ($n = 3$), fato também observado neste trabalho. Ao término do estudo, concluíram que o IIB pode ser usado como instrumento para monitorar as condições biológicas e ecológicas dos riachos do sul do Brasil.

Outra diferença importante entre o trabalho de Bozzetti & Schulz (2004) e o presente está nos tipos de petrechos utilizados para a coleta de peixes. Enquanto os primeiros autores utilizaram redes de cerco e pesca elétrica, neste trabalho foram utilizadas peneiras, tarrafas e redes de espera. Obviamente que as diferenças entre os locais de amostragem (pequenos riachos do Sul do Brasil e rios, baías e corixos no Pantanal Mato-grossense) impõem restrições ao uso de um ou outro conjunto. Porém, a pesca elétrica é uma estratégia comum em diversos trabalhos de aplicação do IIB, especialmente em ambientes temperados. Prova disso é que praticamente todas as aplicações nos EUA, Canadá e Europa utilizaram a pesca elétrica como método principal de captura dos peixes. Por outro lado, no Brasil e demais países essencialmente tropicais, a estratégia mais frequente é a instalação de redes de espera. Além do elevado custo e das dificuldades de operação dos aparelhos elétricos, a baixa condutividade das águas tropicais desfavorece o uso da pesca elétrica, pois seriam necessárias amperagens muito altas para se obter o mesmo efeito sobre os peixes (ARAÚJO *et al.*, 2010).

Visando propor um protocolo para monitoramento do córrego da Água Limpa, uma das fontes de abastecimento de Monte Aprazível, município do noroeste do estado de SP, Ferreira & Casatti (2006) também selecionaram atributos da comunidade de peixes para compor um índice de integridade biótica. O IIB foi calculado para quatro trechos (1, 2, 3 e 4) equidistantes ao longo do riacho, nos períodos seco e chuvoso, considerando dois diferentes protocolos de amostragem. Os trechos 1 e 4 apresentaram qualidade regular, o trecho 2 foi considerado pobre e o trecho 3 muito pobre, todos coincidentes com a qualidade

física do habitat. O esforço de amostragem e a sazonalidade pouco influenciaram os valores finais do IIB.

Observações similares foram discutidas por Ferreira (2011) em relação à precisão e acurácia de um índice (IAPR – Índice de Assembleias de Peixes em Reservatórios) proposto para dois reservatórios (pertencentes à área de duas PCHs) do rio Turvo, no Estado de São Paulo. O esforço de coleta e a sazonalidade tiveram pouco efeito sobre o resultado final do IAPR. Verificou ainda que o efeito do erro de medida resulta mais frequentemente em uma subestimativa do que em uma sobreestimativa da integridade ambiental, de maneira que o IAPR foi considerado um índice conservador.

Ferreira (2011) discutiu outras propriedades estatísticas do IAPR, como a comparação dos métodos discreto de menor amplitude (utilizado neste trabalho) e discreto de maior amplitude (escala de 1 a 10, por exemplo) de pontuação das métricas. Concluiu que a pontuação contínua gera resultados mais acurados e precisos, em função do IAPR ser sensível a pequenas diferenças na composição dos indivíduos. Neste trabalho, no entanto, a opção pelo método discreto se deve à baixa variação de descritores ao se delimitar as classes de integridade biótica. Isso porque o PNPM é uma área ambientalmente íntegra e pode ser considerado um sítio de referência da ictiofauna do Pantanal.

Uma aplicação anterior do IAPR foi feita por Petesse *et al.* (2007), autores que primeiro propuseram este índice. Nela, o IAPR foi calculado de duas formas: a partir da abundância numérica das métricas e da abundância em peso dos indivíduos. Ao produzirem resultados concordantes, os autores concluíram que as duas formas de cálculo influenciaram pouco a determinação da classe de integridade ambiental. Para represas, portanto, tanto faz aplicar o IAPR em número ou em peso.

O IIB_{PNPM}, conforme dito anteriormente, foi aplicado somente com as abundâncias numéricas. Entretanto, é interessante que, em estudos futuros, se faça também a sua aplicação em peso para verificar se há alguma diferença nos resultados. Embora não tenha havido mudança de classes de integridade no caso do IAPR, pode ser que outra situação seja revelada com o IIB_{PNPM}. Em termos práticos, a aplicação apenas em número é, de fato, menos dispendiosa, pois demanda menor esforço da equipe no campo. Se, no caso do IIB_{PNPM}, as respostas em número e em peso forem equivalentes, sugere-se a escolha do primeiro método.

Todas as adaptações do IIB mencionadas até este ponto mantêm sua característica básica, ou seja, ser a tradução do somatório dos atributos biológicos individuais que respondem de maneira previsível aos distúrbios ambientais (FERREIRA, 2011). Além desta, outras características são inerentes à construção de índices multimétricos e devem ser observadas a cada nova adaptação: olhar para o próprio conjunto de dados, fazer os ajustes

necessários nas métricas ou formular novas, tornar o processo de seleção das métricas o mais objetivo possível e validar o índice (PETESSE & PETRERE, 2012).

Neste capítulo, que descreve as etapas de construção do IIB_{PNPM}, embora as características acima tenham sido observadas na íntegra, não foi possível validar o índice. Isso porque o PNPM, ao menos nos setores amostrados, não apresentou condições de degradação sensíveis às métricas propostas, o que era um resultado esperado por se tratar de uma Unidade de Conservação bem protegida. A própria localização do PNPM confere muitas das garantias de proteção, em virtude das dificuldades de acesso e infraestrutura pouco atrativa ao turismo. Mesmo assim, a comunidade de peixes do PNPM pode sofrer impactos negativos diretos e indiretos da construção de barramentos de grandes e pequenas centrais hidrelétricas, fator que deve ser constantemente monitorado e discutido em toda área do Pantanal.

A riqueza é uma métrica fundamental em qualquer aplicação do IIB. No entanto, Magurran (2011) alerta para o fato dos índices multimétricos, como o IIB, embora contenham componentes da diversidade biológica, não são medidas de diversidade, e por isso não devem ser confundidos. Esta autora se preocupa com a proliferação de índices de diversidade, uma vez que é tentador calcular uma série deles, ainda mais com a quantidade de pacotes estatísticos que fazem isso automaticamente.

Por outro lado, Fausch *et al.* (1990) criticam as limitações dos índices de diversidade. A facilidade do cálculo também carrega a dificuldade de interpretá-los, talvez porque esses índices incorporam pouca informação ecológica em suas fórmulas. Nesse sentido, os índices multimétricos podem preencher as lacunas ecológicas agregando mais informação, com a possibilidade de traduzi-la em classes de integridade facilmente comunicáveis.

Outra métrica recorrente em trabalhos de adaptação do IIB no Brasil, que não foi considerada neste trabalho, é o “número de espécies tolerantes” (ARAÚJO, 1998; ARAÚJO *et al.*, 2003; PETESSE *et al.*, 2007; ARAÚJO *et al.*, 2010; FERREIRA, 2011; PETESSE & PETRERE, 2012). No entanto, para a aplicação adequada dessa métrica, é preciso reunir informação a respeito do nível de tolerância à degradação de todas as espécies da comunidade alvo. Em assembleias pobres em espécies, essa tarefa é menos árdua do que em assembleias ricas. Na adaptação realizada por Ferreira (2011), por exemplo, o autor coletou ao todo 15 espécies, em dois reservatórios amostrados. Associado a isso, a ictiofauna de reservatórios e represas é uma das mais bem estudadas no Brasil (AGOSTINHO *et al.*, 1999). Por isso, informações sobre a resiliência e a vulnerabilidade das espécies são frequentemente conhecidas.

Situação contrária ocorre em ambientes como o Pantanal, que comporta assembleias com centenas de espécies, onde não existe informação disponível para a maior parte delas, embora espécies classicamente tolerantes, como *Hoplias malabaricus*,

Hoplosternum littorale e *Callichthys callichthys* ocorram na planície pantaneira. Ainda assim, a ausência de informações para a maioria das espécies coletadas neste trabalho foi o motivo pelo qual essa métrica não foi elencada entre as candidatas. Porém, é uma métrica a ser resgatada em aplicações futuras, principalmente em ambientes degradados.

A questão temporal é discutida com frequência nos estudos de aplicações do IIB (PETESSE *et al.*, 2007; CASATTI *et al.*, 2009; TERRA & ARAÚJO, 2010; FERREIRA, 2011). Em geral, os trabalhos relatam que a variabilidade temporal é menos importante que a variabilidade espacial para os valores finais do índice. Terra & Araújo (2010), por exemplo, informam que o efeito das estações do ano, em um trecho do rio Paraíba do Sul que abrange o reservatório de Funil, não teve efeito sobre o IAPR (adaptação do IIB para reservatórios, num trecho de transição rio-represa).

Neste capítulo, embora houvesse a expectativa de não serem encontradas diferenças estatísticas entre os anos de coleta sobre a resposta do IIB_{P_{NPM}} (IIB_{P_{NPM}} 2010 e IIB_{P_{NPM}} 2011), o efeito temporal foi testado. De fato, o resultado do teste de Mann-Whitney não foi significativo. Por outro lado, o efeito dos diferentes períodos do ciclo hidrológico no Pantanal (seca, cheia, vazante e enchente) não foi testado, uma vez que as coletas foram realizadas somente na estação seca por questões de logística dos trabalhos de campo. Para o início dos estudos sobre a adaptação do IIB em um determinado local, Casatti *et al.* (2009) reforçam a importância de se investir na análise de dados sobre distribuição espacial ao invés da sazonalidade.

Ainda em relação à sazonalidade, muitos ambientes no Pantanal são mantidos por distúrbios naturais, sendo que o pulso de inundação (expansão e retração da planície de inundação) é o principal deles. A “dequada” é outro exemplo de forte distúrbio natural, embora ocorra eventualmente. Neste capítulo, embora não tenham sido coletados dados sazonais, as amostragens foram repetidas na mesma época (seca) em dois anos consecutivos, o que pode ser nos ajudar a inferir que, apesar de passar por condições extremas, as assembleias de peixes estariam adaptadas a tais fenômenos (as variáveis físicas e químicas da água, por exemplo, não foram diferentes em 2010 e 2011).

Os valores finais do IIB_{P_{NPM}}, tanto por estrato quanto por ano de amostragem, mostraram o mesmo padrão gráfico de enquadramento às classes de integridade, isto é, ocuparam as faixas “excelente” e “regular”. Este é mais um fato para corroborar a hipótese da homogeneidade dos ambientes, discutida nos dois primeiros capítulos desta tese. Ao se comparar os estratos entre si, os corixos mostraram maior homogeneidade também nos valores finais do IIB_{P_{NPM}}, mantendo o padrão observado para corixos nos outros atributos discutidos nos capítulos anteriores. Embora tenham ocorrido pequenas variações na pontuação de cinco métricas do IIB_{P_{NPM}} em 2010 e 2011, os escores finais não foram significativos.

Diversos fatores podem contribuir para gerar variações nos valores calculados do IIB para um determinado local e época, posto que o índice é totalmente dependente da composição e abundância dos peixes coletados. Padrões de movimentação dos cardumes e a própria experiência dos coletores interferem decisivamente nas espécies e indivíduos amostrados (maiores ou menores, por exemplo) na ocasião da coleta (FORE *et al.*, 1994). Essa característica faz com que os índices multimétricos se comportem como variáveis aleatórias no campo da estatística, pois adiciona um componente estocástico à estimativa da integridade. Portanto, os valores calculados representam apenas um dos possíveis resultados do universo amostral dessa variável (FERREIRA, 2011).

O fato dos índices multimétricos apresentarem certas limitações, no entanto, não é motivo para descartá-los, até porque qualquer outro índice apresentaria outras deficiências. O importante é reconhecer tais limitações a fim de minimizar ou controlar seus efeitos. Obviamente, a cada índice corresponde seu “manual de instruções” e novas calibrações. Neste capítulo, os resultados do IIB_{PNPM} estão intimamente sujeitos: a) à adição das métricas selecionadas em cada aplicação; b) à abundância e caracterização das assembleias de peixes e c) ao esforço de pesca (considerando o tipo de petrecho utilizado). Como toda amostragem é seletiva, aquelas realizadas neste trabalho tenderam a capturar os peixes que vivem nos habitats rasos (< 2m), em função das artes de pesca utilizadas. Outros artefatos de amostragem poderiam mudar a percepção de integridade do sistema.

Considerando as características do IIB_{PNPM}, o(s) mesmo(s) fator(es) pod(em) ser considerado(s) vantajoso(s) ou desvantajoso(s) dependendo da análise. O fato do IIB_{PNPM} operar com grandes grupos de peixes (ordens como Siluriformes, Characiformes e Gymnotiformes) ao invés de níveis hierárquicos mais baixos (gêneros ou espécies), facilita a identificação e a quantificação dos indivíduos (vantagem), mas pode criar ruídos de interpretação da integridade biótica no PNPM (desvantagem). Tome-se o exemplo da métrica 6, número de espécies de Siluriformes. Esta é uma ordem que inclui peixes de diferentes nichos, muitos dos quais (cascudos) se beneficiam do aumento de sedimentação nos corpos d’água provenientes do aumento da degradação. No entanto, para que ajustes mais refinados possam ser feitos no IIB_{PNPM}, seria preciso conhecer profundamente a biologia de cada espécie e como elas interagem com os ambientes no PNPM. Como essas informações ainda não estão disponíveis, não é possível se livrar desse ruído, permanecendo a esperança de que o avanço das pesquisas no PNPM contribua para a superação dessas lacunas.

Mesmo considerando essas limitações, as métricas modeladas pelo IIB_{PNPM} podem servir como cenário de referência de integridade biótica em adaptações futuras dessa ferramenta em outras localidades da planície pantaneira, principalmente em regiões onde não existam mais condições pristinas de comparação.

3.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No monitoramento ambiental, a adoção de critérios biológicos, que utilizam a condição de um organismo ou conjunto de organismos para descrever a integridade ecológica de uma área impactada, pouco impactada ou áreas de referência, é uma tendência global para complementar as informações sobre qualidade de água, tradicionalmente baseadas em parâmetros físicos e químicos.

Neste capítulo, foram propostas algumas métricas que, combinadas, constituíram um índice de integridade biótica para o Parque Nacional do Pantanal Matogrossense – IIB_{PNPM}. As etapas para a construção do IIB_{PNPM} foram detalhadas passo a passo, de maneira que elas possam ser repetidas a cada nova aplicação, uma vez que o índice é dinâmico. Com o passar do tempo, o acúmulo de informações pode trazer bons indícios sobre a real efetividade de conservação do PNPM, avaliada por meio de atributos da comunidade de peixes em diferentes estratos ambientais.

Mesmo que a área do PNPM seja considerada um local de referência para a aplicação do IIB, não existe uma única condição de referência biótica, de maneira que novas aplicações podem revelar resultados diferentes. Além disso, é preciso cuidado para as métricas realmente diferenciem os distúrbios naturais dos antrópicos. No Pantanal, por exemplo, a “dequada” e os efeitos da forte sazonalidade (seca/cheia) podem ter consequências semelhantes a eventos de degradação.

Uma série de impactos, originados sobretudo nas áreas de planalto, repercutem na planície pantaneira: a erosão dos solos e assoreamento dos rios, contaminações por agrotóxicos decorrentes das atividades agropecuárias, barramento dos grandes rios para a construção de empreendimentos hidrelétricos, avanço urbano com a intensificação do lançamento de efluentes domésticos e industriais e remoção de matas ciliares, introdução de espécies exóticas de peixes e moluscos, transformação da paisagem e contaminação ambiental por mercúrio na mineração do ouro.

Embora tais impactos possam ser encontrados a dezenas ou centenas de quilômetros do PNPM, em função de sua localização e características, essas ameaças são amenizadas, reduzidas ou inexistentes dentro dos limites da UC. Prova disso são os resultados da aplicação do IIB_{PNPM} que, embora desenvolvido para a realidade do Parque, expressaram condições praticamente ótimas de integridade biótica. Um resultado diferente disto seria alarmante, levando-se em conta que o PNPM compõe a maior área de proteção federal no Pantanal, é um complexo de áreas úmidas de importância internacional, reconhecido como sítio RAMSAR e Reserva da Biosfera, título concedido pela UNESCO em 2007.

No entanto, a manutenção da sua biodiversidade e integridade ambiental depende de normas efetivas de proteção de seus ambientes e organismos, dada por políticas públicas robustas de educação, controle e fiscalização ambiental. Perder um patrimônio ambiental como o PNPM é atestar para o mundo a incapacidade brasileira de preservar sua própria biodiversidade, ainda mais num momento em que os holofotes da mídia internacional se voltam para o Brasil. Por isso, o desenvolvimento de ferramentas para monitorar esses processos ganha destaque e precisa ser estimulado em todos os níveis de governo.

3.6 REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A.A., MIRANDA, L.E., BINI, L.M., GOMES, L.C., MAGELA THOMAZ, S., SUZUKI, H.I. Patterns of colonization in Neotropical reservoirs and prognoses on aging, in: Tundisi, J.G., Straškraba, M. (Eds.), *Theoretical Reservoir Ecology and its applications*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 227-265. 1999.
- ARAÚJO, F.G. Adaptação do Índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Rev.Brasil.Biol.**, São Carlos, v. 58, n. 4, p. 547-558. 1998.
- ARAÚJO, F.G.; FICHBERG, I.; CARVALHO TEIXEIRA PINTO, B.; PEIXOTO, M.G. Preliminary index of Biotic Integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast, Brazil. **Environmental Management**, New York, v. 32, n. 4, p. 516-526, 2003.
- ARAÚJO, J. R. S.; NUNAN, G. & MOURA, W. O. R. 2010. **Critérios e procedimentos para o monitoramento da ictiofauna do Rio Paraíba do Sul no trecho Funil – Santa Cecília**. Instituto Estadual do Ambiente - SUPMEP/INEA – out/2010.
- BRITSKI, H.A.; SILIMON, K.Z.S.; LOPES, B.S. Peixes do Pantanal: manual de identificação. 2ª ed. rev. ampl. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. 227 p.
- BOZZETTI, M.; SCHULZ, U.H. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. **Hydrobiologia**, n. 529, p. 133-144, 2004.
- CASATTI, L.; FERREIRA, C.P.; LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, n.623, p.173-189, 2009.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Peixes onívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil**. Emiko Kawakami de Resende, Rosana Aparecida Cândido Pereira, Vera Lúcia Lescano de Almeida, Ana Geise da Silva (Orgs.). Boletim de Pesquisa, n.16. ISSN: 1517-1981. Corumbá, MS, 2000.
- ESTEVES, K.E.; ALEXANDRE, C.V. Development of an Index of Biotic Integrity Based on Fish Communities to Assess the Effects of Rural and Urban Land Use on a Stream in Southeastern Brazil. **Internat. Rev. Hydrobiol.**, n.96, v.3, p.296–317, 2011. doi: 10.1002/iroh.201111297.
- FAUSCH, K.D.; KARR, J.R.; YANT, P.R. Regional application of an Index of Biotic Integrity based on stream fish communities. **Transaction of the American Fisheries Society** . n. 113, p. 39-55, 1984.
- FAUSCH, K.D.; LYONS, J.; KARR, J.R.; ANGERMEIER, P.L. Fish communities as indicators of environmental degradation. **American Fisheries Society Symposium**. n. 8, p.123-144, 1990.
- FERREIRA, F.C. 2011. **Adaptação do índice de assembléia de peixes em reservatórios (IAPR) às áreas das PCH's - usinas Batista e Jorda Flor, rio Turvo (SP)**. Tese de doutorado. Instituto de Biociências do Câmpus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista - UNESP. Rio Claro, SP. 135p.

FERREIRA, C.P. & CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, v.6, n.3, 2006.

FORE, L.S., KARR, J.R., CONQUEST, L.L. Statistical properties of an index of Biological Integrity used to evaluate Water Resources. **Canadian Journal of Aquatic Fisheries Sciences**, 51, 1077-1087. 1994.

GANASAN, V.; HUGHES, R.M. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. **Freshwater biology**, n.40, p.367-383, 1998.

GERRITSEN, J.; CARLSON, R.E.; DYCUS, D.L.; FAULKNER, C.; GIBSON, G.R.; HARCUM, J.; MARKOWITZ, S.A. 2003. **Lake and reservoir bioassessment and biocriteria**. Technical guidance document. U.S. E.P.A. (Environmental Protection Agency). Disponível em: <www.epa.gov/owow/monitoring/tech/lakes.html>. Acesso em: 10 agosto 2011.

HALLETT, C.S.; VALESINI, F.J; CLARKE, K.R.; HESP, S.A.; HOEKSEMA, S.D. Development and validation of fish-based, multimetric indices for assessing the ecological health of Western Australian estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v.104-105, p.102-113. 2012. doi:10.1016/j.ecss.2012.03.006.

HUGHES, R.M.; LARSEN, D.P.; OMERNIK, J.M. Regional reference sites: a method for assessing stream potentials. **Environ. Manag.**, n. 10, p. 629-635, 1986.

HUGHES, R.M.; OBERDOFF, T. Applications of IBI concepts and metric to waters outside the United States and Canada. In: SIMON, T.P.. **Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities**. Boca Raton: CRC Press, 1999. p 79-93.

ICMBio - INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Página oficial. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br>>. Acesso em: 02.jun.2012.

JARAMILLO-VILLA, U. & CARAMASCHI, E.P. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropical e subtropical. **Oecol. Bras.**, 12(3):442-462. 2008.

JENNINGS, M.J; FORE, L.S.; KARR, J.R. Biological monitoring of fish assemblages in Tennessee Valley reservoirs. **Regulated rivers: Research and Management**. 11: 263-274. 1995.

JORDAN, S.J.; VAAS, P.A. An index of ecosystem integrity for Northern Chesapeake Bay. **Environmental Science & Policy**, n. 3, p. 59-88, 2000.

KARR, J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, n.6, p. 21-27, 1981.

KARR, J.R.; FAUSCH, K.D.; ANGERMEIER, P.L.; YANT, P.R.; SCHLOSSER, I.J. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. **Special Publication 5. Illinois Natural History Survey**, 1986.

KLEYNHANS, C.J. The development of a fish index to assess the biological integrity of South African rivers. **Water SA**, n.3, v.25, p.265-278, 1999.

LAUNOIS, L.; VESLOT, J.; IRZ, P.; ARGILLIER, C. Development of a fish-based index (FBI) of biotic integrity for French lakes using the hindcasting approach. **Ecological Indicators**, n.11, p.1572–1583. 2011. doi:10.1016/j.ecolind.2011.03.028.

LEGENDRE P, LEGENDRE L. **Numerical ecology**. Elsevier, New York. 1998.

LIU, Y.; ZHOU, F.; GUO, H.; YU, Y.; ZOU, Y. Biotic condition assessment and the implication for lake fish conservation: a case study of Lake Qionghai, China. **Water and Environment Journal**, p. 1-11, 2008.

LOWE-McCONNELL, R.H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. Tradução de Anna Emília A. M. Vazzoler; Angelo Antonio Agostinho; Patrícia T. M. Cunningham São Paulo: EDUSP, 1999. 535 p. Título original: Ecological studies in tropical fish communities.

MAGALHÃES, M.F.; RAMALHO, C.E.; COLLARES-PEREIRA, M.J. Assessing biotic integrity in a Mediterranean watershed: development and evaluation of a fish-based index. **Fisheries Management and Ecology**, n.15, 273-289, 2008.

MAGURRAN, A.E. **Medindo a diversidade biológica**. Tradução: Dana Moiana Vianna. Ed. UFPR. Curitiba, PR. 2011. 261p.

MARCIANO, E.T.; CHAUDHRY, F.H.; RIBEIRO, M.C.L. DE B. Evaluation of the Index of Biotic Integrity in the Sorocaba River Basin (Brasil, SP) Based on Fish Communities. **Acta Limnol. Bras.**, n.16, v.3, p. 225-237, 2004.

McCORMICK, R.M., HUGHES, R.M., KAUFMANN, P.M., PECK, D.V., STODDARD, J.L., HERLIHY, A.T. Development of an index of biotic integrity for the mid-atlantic highlands region. **Transactions of the American Fisheries Society**. 130, 857-877. 2001.

McDONOUGH, T.A.; HICKMAN, G.D. Reservoir Fish Assemblage Index development: a tool for assessing ecological health in Tennessee Valley Authority impoundments. In: SIMON, T.P. (Ed.). **Assessing the sustainability and Biological Integrity of water resources using fish communities**. Boca Raton: CRC, 1999. p. 523-540.

OBERDORFF, T.; PONT, D.; HUGUENY, B.; CHESSEL, D. A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers. **Freshwater Biology**, n.46, p.399-415, 2001.

OHIO EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1988. **Biological criteria for the protection of aquatic life**. Vol. 1-3. Columbus, Ecological Assessment Section, Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Ohio, EPA.

PALLER M.H., REICHERTM.J.M., DEAN J.M., SEIGLE J.C. Use of fish community data to evaluate restoration success of a riparian stream. **Ecological Engineering**, n. 15, 171-187 p., 2000.

PETESSE M.L. **Caracterização da ictiofauna da represa de Barra Bonita (SP) e adaptação do índice de integridade biótica (IIB)**. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, área de concentração: Zoologia. Universidade Estadual Paulista "Júlio Mesquita Filho" – UNESP, campus Rio Claro, 2006.

PETESSE, M.L., PETRERE JR., M., SPIGOLON, R.J. Adaptation of the Reservoir Fish Assemblage Index (RFAI) for assessing the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). **River Research and Application**. 23:1-18, 2007.

PETESSE, M.L. & PETRERE JR., M. Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tiete river basin, Brazil. **Ecological Engineering**, n.48, p. 109–116. 2012. doi:10.1016/j.ecoleng.2011.06.033.

PIELOU, E.C. Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. **Journal Theory Biology**, v. 10, p. 370-383, 1966.

PONT, D.; HUGUENY, B.; BEIER, U.; GOFFAUX, D.; MELCHER, A.; NOBLE, R.; ROGERS, C.; ROSET, N.; SCHMUTZ, S. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblage. **Journal of Applied Ecology**, n.43, p. 70-80, 2006.

QADIR, A.; MALIK, R.N. Assessment of an index of biological integrity (IBI) to quantify the quality of two tributaries of river Chenab, Sialkot, Pakistan. **Hydrobiologia**, n.621, p.127-153, 2009.

RABURU, P.O.; MASESE, F.O. Development of a Fish-Based Index of Biotic Integrity (FIBI) for Monitoring Riverine Ecosystems in The Lake Victoria Drainage Basin, Kenya. **River Res. Applic.** n.28: p. 23–38, 2012. doi: 10.1002/rra.1428.

RESENDE, E.K.; MARQUES, D.K.S.; FERREIRA, L.K.S.G. A successful case of biological invasion: the fish *Cichla piquiti*, an Amazonian species introduced into the Pantanal, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v.68, n.4, p.799-805, 2008.

RODRÍGUEZ-OLARTE, D.; AMARO, A.; CORONEL, J.; TAPHORN B., D.C. Integrity of fluvial fish communities is subject to environmental gradients in mountain streams, Sierra de Aroa, north Caribbean coast, Venezuela. **Neotropical Ichthyology**, n.4, v.3, p.319-328, 2006.

ROSET, N.; GRENOUILLET, G.; GOFFAUX, D.; PONT, D. KESTEMONT, P. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. **Fisheries Management and Ecology**, n.14, p.393-405, 2007.

SEEGERT, G. Considerations regarding development of index of biotic integrity metrics for large rivers. **Environmental Science & Policy**, n. 3, p. 99-106, 2000.

SIMON, T.P. Modification of an index of biotic integrity and development of reference condition expectations for dunal, palustrine wetland fish communities along the southern shore of Lake Michigan. **Aquatic Ecosystem Health and Management**. n. 1, p. 49-62, 1998.

SIMON, T.P.; LYONS, J. 1995. Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. Pages 245-262 in W. S. Davies and T. P. Simon (eds.). Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.

SIMON, T.P.; SANDERS, R.E. Applying an index of biotic integrity based on great river fish communities: considerations in sampling and interpretation. In: SIMON, T.P (Ed.). **Assessing the sustainability and Biological Integrity of water resources using fish communities**. Boca Raton: CRC, 1999, p. 475-505.

TEJERINA-GARRO, F.L.; MÉRONA, B.; OBERDORFF, T.; HUGUENY, B. A fish-based index of large river quality for French Guiana (South America): method and preliminary results. **Aquat. Living Resour.**, n.19, p.31-46, 2006.

STODDARD, J.L., HERLIHY, A.T., PECK, D.V., HUGHES, R.M., WHITTIER, T.R., TARQUÍNIO, E. A process for creating multimetric indices for large-scale aquatic surveys. **Journal of North American Benthological Society**. 27, 878-891. 2008.

TERRA, B.F., ARAÚJO, F.G. A preliminary fish assemblage index for a transitional river-reservoir system in southeastern Brazil. **Ecological Indicators**. 11, 874-881. 2010.

THOMA, R.F. Biological monitoring and an index of biotic integrity for Lake Erie's nearshore waters. In: SIMON, T.P. (Ed.). **Assessing the sustainability and Biological Integrity of water resources using fish communities**. Boca Raton: CRC, 1999. p. 417-461.

WHITTIER, T.R., HUGHES, R.M., STODDARD, J.L., LOMNICKY, G.A., PECK, D.V., HERLIHY, A.T. A structured approach for developing indices of biotic integrity: three examples from streams and rivers in the Western USA. **Transactions of the American Fisheries Society**. 136, 718-735. 2007.

WU, N.; CAIA, Q.; FOHRER, N. Development and evaluation of a diatom-based index of biotic integrity (D-IBI) for rivers impacted by run-of-river dams. **Ecological Indicators**, n.18, p.108–117, 2012. doi:10.1016/j.ecolind.2011.10.013.

ZHU, D.; CHANG, J. Annual variations of biotic integrity in the upper Yangtze River using an adapted index of biotic integrity (IBI). **Ecological Indicators**, n. 8, p. 564 – 572, 2008.

CONSIDERAÇÕES GERAIS PARA UM PROGRAMA PÚBLICO DE MONITORAMENTO EM ÁREAS PROTEGIDAS

Para monitorar a integridade ambiental dos ecossistemas aquáticos, em geral, os indicadores podem ser biológicos (baseados nas condições biológicas dos organismos locais) ou químicos (medidas de qualidade da água, por exemplo). Neste aspecto, os primeiros apresentam várias vantagens, dentre elas o fato de incorporarem alterações em escalas temporais/espaciais mais amplas e menos imediatas que as modificações físicas e químicas do meio (JÚLIO-JR. *et al.*, 2005). Fausch *et al.* (1990) citam ainda que, ao contrário do monitoramento tradicional de qualidade da água, indicadores biológicos fornecem resultados que permitem a passagem de conceitos ecológicos de forma mais simples a pessoas não especialistas. No entanto, uma visão ecossistêmica de monitoramento só será atingida a partir da integração entre esses dois tipos de indicadores – ambientais (incluídos aqui os indicadores biológicos) e químicos – uma vez que ambos informam sobre compartimentos distintos, porém altamente interligados e dependentes do sistema ecológico.

Programas de biomonitoramento são os mais indicados para detectar o nível de comprometimento da vida aquática e avaliar o nível de degradação ambiental. Uma vez diagnosticado o nível de degradação, dados ecológicos adicionais podem ser incorporados, como testes ecotoxicológicos com poluentes químicos, capazes de auxiliar na identificação dos agentes poluidores, suas fontes, subsidiando a implementação de medidas mitigadoras (ESTEVES, 1998). Integrando as informações destes dados à avaliação da diversidade de habitats, investigações hidrológicas e a caracterização do uso e ocupação do solo, chega-se ao diagnóstico ambiental dos impactos dos cinco principais fatores que afetam a saúde ambiental em ecossistemas aquáticos: qualidade da água, estrutura de habitat, fonte de energia, regime fluviométrico e fatores de integração biótica (KARR, 1999).

Nesta situação, a aferição de alguns atributos ecológicos em nível de comunidade permite (1) avaliar o grau de desvio em relação ao que se considere “integridade”, (2) seguir a sucessão ecológica do sistema e (3) auxiliar na busca de soluções apropriadas para sua gestão. Bioindicadores, portanto, são espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, abundância e condições são indicativos biológicos de uma determinada condição ambiental. Os bioindicadores são importantes para correlacionar determinados impactos antrópicos ou mesmo naturais (se há efeito impactante) às causas potenciais que originaram a degradação. São organismos fundamentais na avaliação da integridade biótica, definida pela comparação da estrutura e função de uma comunidade biológica entre uma área impactada e áreas de referência, não impactadas (KARR *et al.*, 1986; KARR & CHU, 1997; 1999; KARR, 1999).

Um bom bioindicador deve sintetizar uma medida integrada e atualizada de todos os estresses ambientais, de maneira mais eficiente do que inferências biológicas a partir de valores obtidos em ensaios em laboratório ou de medidas instantâneas tomadas no campo. Isto porque a composição das espécies e a distribuição espaço-temporal dos organismos aquáticos se alteram pela ação dos impactos. Quanto mais intensos forem, mais pronunciadas serão as respostas ecológicas dos organismos bioindicadores, podendo haver inclusive a extinção local, ou seja, a exclusão de organismos sensíveis à degradação/poluição (JÚLIO-JR. *et al.*, 2005).

Os bioindicadores mais procurados são aqueles capazes de detectar as diferenças entre oscilações naturais (p.ex. mudanças fenológicas, ciclos sazonais de chuva e seca) e estressores antrópicos (GERRITSEN *et al.*, 2003). No Pantanal, por exemplo, a alternância de ciclos sazonais bem definidos de cheia e seca é uma característica marcante, porém, de origem natural (não antrópica). A “dequada”, outro fenômeno de ocorrência relativamente comum e também natural no Pantanal, provoca alterações drásticas em variáveis como pH e oxigênio dissolvido, este podendo chegar a zero e causando a morte de peixes. Desavisados frequentemente interpretam esta situação como um cenário de degradação ou poluição ambiental, desconhecendo que se trata de um fenômeno cíclico e transitório (CALHEIROS & FERREIRA, 1997).

Após a coleta de informações dos bioindicadores, a etapa seguinte é a integração de dados mensuráveis (estimativas de densidade, contagem de espécies etc) e a combinação de variáveis na proposição de atributos adequados (ou métricas) para avaliar as condições ambientais em estudo. Isso é o que propõe o Índice de Integridade Biótica – IIB (KARR, 1981; KARR *et al.*, 1986), que é um índice de abordagem multimétrica. Cinco etapas são fundamentais para o desenvolvimento e uso efetivo dos índices multimétricos: a) caracterizar e definir os cenários de referência; b) selecionar as métricas mais apropriadas; c) desenvolver protocolos de amostragens; d) identificar os padrões biológicos por meio da análise de dados; e, finalmente, e) divulgar os resultados (KARR & CHU, 1997; 1999).

Índices multimétricos são bem aceitos como instrumentos de confronto entre a integridade biótica dos ecossistemas aquáticos e os padrões estabelecidos da qualidade de água, uma vez que suas métricas permitem uma análise integrada dos atributos biológicos. Estas medidas biológicas são mais compreensivas e robustas quando comparadas a padrões químicos de qualidade de água; são também mais efetivas para diagnosticar as causas de degradação e propor ações para reverter o dano ou ainda mitigar seu impacto. Além disso, podem ser usadas para avaliar o sucesso de políticas públicas. Uma vez que os esforços para a recuperação ambiental de ecossistemas degradados se concentram em objetivos biológicos explícitos (ex: o retorno de peixes), os bioindicadores desempenham um papel central neste processo, servindo como guias e como metas da restauração ecológica

(KARR, 1999). Quando trazidos para o universo das Unidades de Conservação, onde é fundamental avaliar sua efetividade e o quanto abrigam da diversidade biológica do país, os bioindicadores se prestam a apontar alguns desses caminhos.

A necessidade de conhecimento para manejar e monitorar os recursos naturais surge do aumento das pressões sobre as áreas protegidas e sobre as espécies. Por isso, é preciso organizar o conhecimento existente e incentivar pesquisas que subsidiem novas estratégias de conservação das espécies sob ameaça e que previnam a escassez de recursos (ICMBio, 2012).

Dentre outras atribuições, o ICMBio alavanca, estrutura e coordena ações de monitoramento da biodiversidade, entendido como o conjunto de pesquisas de longo prazo que permitem avaliar as respostas de populações ou ecossistemas às práticas adotadas de manejo e conservação. Permitem também quantificar e avaliar os impactos de fatores externos como perda de hábitat, alterações da paisagem, mudanças climáticas, entre outros, sobre a biodiversidade brasileira. Um programa de monitoramento dá suporte a processos de tomada de decisão, políticas públicas e ações de manejo com base em informação consistente sobre as espécies, populações, ecossistemas e suas tendências.

Assim, a Coordenação de Monitoramento da Biodiversidade do ICMBio estabeleceu parcerias e diretrizes para elaborar um programa de monitoramento em Unidades de Conservação federais em quatro biomas brasileiros: Amazônia, Cerrado, Caatinga e Marinho/Costeiro. A implantação de um programa de pesquisa associado a um sistema de monitoramento contínuo e de longo prazo é essencial para o alcance da missão do ICMBio. Para isso, faz-se necessário o aporte de recursos humanos qualificados e financeiros para coleta de séries temporais contínuas de dados.

Para os biomas Cerrado e Caatinga, por exemplo, será estabelecido um sistema de indicadores e o projeto piloto abrangerá, inicialmente, 11 UCs federais. No futuro, o Pantanal também será foco de um projeto piloto como esse, que abrangerá, inclusive, as diretrizes e os resultados obtidos pela presente tese, tendo o PNPM como primeiro campo experimental.

Além desses projetos, o ICMBio trabalha na elaboração da Estratégia Nacional do Monitoramento da Biodiversidade em parceria com o MMA, cujo objetivo é estruturar uma rede de monitoramento da biodiversidade integrando atividades e informações oriundas dos parceiros do programa e dos Centros de Pesquisa e Conservação (como o CEPTA) e UCs geridas pelo ICMBio. Em sua totalidade, os projetos buscam envolver a participação de agentes locais comunitários, analistas e técnicos ambientais com os Centros de Pesquisa e Conservação do ICMBio, assim como com Instituições de Ensino e Pesquisa e ONGs.

Enquanto política pública estadual, o IIB vem sendo sistematicamente aplicado por técnicos do Instituto Estadual do Ambiente do Estado do Rio de Janeiro (INEA/RJ), em um trecho bastante impactado do rio Paraíba do Sul, entre os reservatórios das hidrelétricas de

Funil e Santa Cecília. Embora as amostragens de peixes nesse trecho tenham se iniciado há três décadas, a aplicação efetiva do IIB começou há 15 anos, e ocorre bimestralmente em 120 km de rio (ARAÚJO *et al.*, 2010).

Em novembro de 2008, houve um vazamento acidental de mais de 8 mil litros de endossulfan¹⁵ em um afluente do rio Paraíba do Sul, que afetou drasticamente as condições ambientais de toda a bacia. Toneladas de peixes morreram e 15 cidades tiveram o abastecimento público de água interrompido por vários dias. A aplicação histórica do IIB, mesmo que em um trecho relativamente pequeno do rio, permitiu que os impactos sobre a ictiofauna fossem mensurados, antes e após o acidente, e extrapolados para a bacia como um todo, em função do acúmulo de informações proporcionado pelo índice. A empresa causadora do acidente foi então responsabilizada e devidamente multada pelo dano ambiental causado, calculado a partir dos resultados históricos do IIB.

Em 2010, após esse terrível acidente, produtos a base de endossulfan foram proibidos no Brasil pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA, a exemplo de outros 62 países onde a comercialização desse composto já estava banida. Esse é um exemplo onde a aplicação do IIB contribuiu efetivamente para a tomada de decisões na esfera pública de atuação do Estado.

No entanto, experiências como a do INEA/RJ são pontuais e personalizadas. A principal problemática é a ausência de normas específicas que tratem da inclusão do biomonitoramento em programas de avaliação da integridade biótica dos ecossistemas. A introdução dessas assembléias não seria apenas um avanço científico, mas sim um ganho institucional na formulação de políticas públicas para avaliação dos ecossistemas e recursos hídricos brasileiros.

BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

ARAÚJO, J. R. S.; NUNAN, G. & MOURA, W. O. R. 2010. **Critérios e procedimentos para o monitoramento da ictiofauna do Rio Paraíba do Sul no trecho Funil – Santa Cecília**. Instituto Estadual do Ambiente - SUPMEP/INEA – out/2010.

CALHEIROS, D.F.; FERREIRA, C.J. **Alterações limnológicas no rio Paraguai “Dequada” e o fenômeno natural de mortandade de peixes no Pantanal Mato-Grossense-MS**. Corumbá: Embrapa-CPAP, 1997. 48p.

CALOW, P. Can ecosystems be healthy? Critical consideration of concepts. **Journal of Aquatic Ecosystem Healthy**, n.1, p.1-5, 1992.

¹⁵ É um composto químico altamente tóxico, utilizado como inseticida e acaricida, vendido comercialmente como princípio ativo de uma linha de pesticidas organoclorados. Em doses agudas, pode causar envenenamento seguido de morte em mamíferos, inclusive humanos, além de alterações neurológicas e interrupções endócrinas em doses crônicas, em função de seu alto potencial bioacumulativo (informações extraídas do site oficial da ANVISA / www.anvisa.gov.br).

ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.

FAUSCH, K.D.; LYONS, J.; KARR, J.R.; ANGERMEIER, P.L. Fish communities as indicators of environmental degradation. **American Fisheries Society Symposium**, n. 8, p.123-144, 1990.

GERRITSEN, J.; CARLSON, R.E.; DYCUS, D.L.; FAULKNER, C.; GIBSON, G.R.; HARCUM, J.; MARKOWITZ, S.A. 2003. **Lake and reservoir bioassessment and biocriteria**. Technical guidance document. U.S. E.P.A. (Environmental Protection Agency). Disponível em: <www.epa.gov/owow/monitoring/tech/lakes.html>. Acesso em: 10 agosto 2011.

HASKELL, B.D.; NORTON B.G.; CONSTANZA, R. 1992. What is ecosystem healthy and why should we worry about it? Ecosystem Health: new goals for environmental management (Eds R. Constanza, B.G. Norton and B.D. Haskell), pp. 3-20. Island Press, Washington, DC.

ICMBio - INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Página oficial. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br>>. Acesso em: 02 jun. 2012.

JÚLIO JR., H.F., THOMAZ, S.M., AGOSTINHO, A.A., LATINI, J.D. Distribuição e caracterização dos reservatórios. Em: RODRIGUEZ, L., THOMAZ, S.M., AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C. (Eds.). **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. RiMa, São Carlos, p.1-16, 2005.

KARR, J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, n.6, p. 21-27, 1981.

KARR, J.R. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. **Ecological Applications**, n.1, p. 66-84, 1991.

KARR, J.R. 1996. **Ecological integrity and ecological health are not the same**. Engineering Within Ecological Constraints (Ed. P. Schulze), pp.97-109. National Academy Press, Wasington, DC.

KARR, J.R. Defining and measuring river health. **Freshwater Biology**, n.41, p. 221-234, 1999.

KARR, J.R.; FAUSCH, K.D.; ANGERMEIER, P.L.; YANT, P.R.; SCHLOSSER, I.J. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. **Special Publication 5. Illinois Natural History Survey**, 1986.

KARR, J.R.; CHU, E.W. Biological monitoring: essential foundations for ecological risk assessment. **Human and Ecological Risk Assessment**, n.3, p.993-1004, 1997.

KARR, J.R.; CHU, E.W. 1999. **Restoring life in running waters**: better biological monitoring. Island Press, Washington, DC.

SCRIMGEOUR, G.J.; WICKLUM, D. Aquatic ecosystem health and integrity: problems and potential solutions. **Journal of the North American Benthological Society**, n.15, p.254-261, 1996.

SUTER, G.W. A critique of ecosystem health concepts and indexes. **Environmental Toxicology and Chemistry**, n.12, p.1533-1539, 1993.

APÊNDICE

Quadro I: Atualizações da nomenclatura das espécies de peixes coletadas na elaboração do Plano de Manejo do PNPM (IBAMA, 2003). (*) Espécies coletadas exclusivamente no inventário do Plano de Manejo.

ESPÉCIES	ATUALIZAÇÕES DE NOMENCLATURA
FAMÍLIA POTAMOTRYGONIDAE	
<i>Potamotrygon motoro</i>	Sem alterações
FAMÍLIA LEPIDOSIRENIDAE	
* <i>Lepidosiren paradoxa</i>	Sem alterações
FAMÍLIA PRISTIGASTERIDAE	
* <i>Pellona flavipinnis</i>	Sem alterações
FAMÍLIA CHARACIDAE	
Sub-família Bryconinae	#Família Bryconidae¹⁶
<i>Brycon microlepis</i>	<i>Brycon hilarii</i>
Sub-família Triportheinae	#Família Triportheidae
<i>Triportheus nematurus</i>	<i>Triportheus pantanensis</i>
<i>Triportheus paranensis</i>	<i>Triportheus nematurus</i>
Sub-família Tetragonopterinae	
<i>Astyanax bimaculatus</i>	<i>Astyanax asuncionensis</i>
* <i>Bryconamericus chapadae</i>	<i>Knodus chapadae</i>
<i>Bryconamericus exodon</i>	Sem alterações
* <i>Bryconops melanurus</i>	Sem alterações
<i>Deuterodon acanthogaster</i>	<i>Jupiaba acanthogaster</i>
* <i>Hemigrammus ulreyi</i>	Sem alterações
<i>Hyphessobrycon eques</i>	Sem alterações
<i>Moenkhausia dichoura</i>	Sem alterações
<i>Moenkhausia intermédia</i>	**Complexo <i>Moenkhausia</i> , identificada como <i>M. bonita</i> neste trabalho.
<i>Moenkhausia sanctae-filomenae</i>	**Complexo <i>Moenkhausia</i> , identificadas como <i>M. foresti</i> e <i>M. oligolepsis</i> neste trabalho.
* <i>Phenacogaster tegatus</i>	Sem alterações
<i>Pselogrammus kennedyi</i>	Sem alterações
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	Sem alterações
Sub-família: Aphyocharacinae	
<i>Aphyocharax anisitsi</i>	Sem alterações
<i>Aphyocharax dentatus</i>	Sem alterações
<i>Aphyocharax paraguayensis</i>	Sinônimo de <i>Aphyocharax nattereri</i>
<i>Prionobrama paraguayensis</i>	Sem alterações
Sub-família: Cheirodontinae	
<i>Holochestes pequirá</i>	<i>Odontostilbe pequirá</i>
<i>Odonstostilbe calliura</i>	<i>Serrapinnus calliurus</i>
<i>Odontostilbe paraguayensis</i>	Sem alterações
Sub-família: Clupeocharacinae	
* <i>Clupeocharax anchovioides</i>	Sem alterações
Sub-família: Salmininae	
* <i>Salminus maxillosus</i>	<i>Salminus brasiliensis</i>
Sub-família: Cynopotaminae	

¹⁶ As alterações na nomenclatura de sub-famílias a famílias seguiram o trabalho de Oliveira et al. (2011).

<i>Cynopotamus kincaidi</i>	Sem alterações
<i>Galeocharax humeralis</i>	Sem alterações
Sub-família: Characinae	
<i>Roeboides bonariensis</i>	Sinônimo de <i>Roeboides microlepis</i>
<i>Roeboides descavadensis</i>	Sem alterações
<i>Roeboides paranensis</i>	Sinônimo de <i>Roeboides descavadensis</i>
<i>Roeboides prognathus</i>	Sinônimo de <i>Roeboides affinis</i>
Sub-família: Acestrorhynchinae	#Família Acestrorhynchidae
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	Sem alterações
Sub-família: Stethaprioninae	
<i>Poptella paraguayensis</i>	Sem alterações
Sub-família: Myleinae	
<i>*Metynnis mola</i>	Sem alterações
<i>Myloplus levis</i>	<i>Myleus levis</i>
<i>Mylossoma orbynianum</i>	Sinônimo de <i>Mylossoma duriventre</i>
<i>Mylossoma paraguayensis</i>	Sinônimo de <i>Mylossoma duriventre</i>
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	Sem alterações
Sub-família: Serrasalminae	#Família Serrassalmidae
<i>Pygocentrus nattereri</i>	Sem alterações
<i>Serrasalmus marginatus</i>	Sem alterações
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	Sinônimo de <i>Serrasalmus maculatus</i>
FAMÍLIA CRENUCHIDAE	
Sub-família: Characiinae	
<i>Characidium lateralis</i>	<i>Characidium laterale</i>
<i>Characidium aff. zebra</i>	Sem alterações
FAMÍLIA GASTEROPELECIDAE	
<i>Thoracocharax stellatus</i>	Sem alterações
FAMÍLIA CYNODONTIDAE	
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	Sem alterações
FAMÍLIA PARODONTIDAE	
<i>Apareiodon affinis</i>	Sem alterações
FAMÍLIA HEMIODONTIDAE	
<i>Hemiodus orthonops</i>	Sem alterações
FAMÍLIA PROCHILODONTIDAE	
<i>Prochilodus lineatus</i>	Sem alterações
FAMÍLIA CURIMATIDAE	
<i>Curimatella dorsalis</i>	Sem alterações
<i>Curimatopsis myersi</i>	Sem alterações
<i>Cyphocharax gillii</i>	Sem alterações
<i>Potamorhina squamoralevis</i>	Sem alterações
<i>Psectrogaster curviventris</i>	Sem alterações
FAMÍLIA ANOSTOMIDAE	
<i>Abramites hypselonotus</i>	Sem alterações
<i>Leporinus friderici</i>	Sem alterações
<i>Leporinus lacustris</i>	Sem alterações
<i>Leporinus macrocephalus</i>	Sem alterações
<i>Leporinus obtusidens</i>	Sem alterações
<i>Leporinus striatus</i>	Sem alterações
<i>Schizodon borellii</i>	Sem alterações
FAMÍLIA LEBIASINIDAE	
Sub-família: Pyrrhulinae	
<i>Pyrrhulina australis</i>	Sem alterações
FAMÍLIA ERYTHRINIDAE	
<i>Hoplias malabaricus</i>	<i>Hoplias aff. malabaricus</i>
FAMÍLIA RHAMPHICHTHYIDAE	

<i>Rhamphichthys hahni</i>	Sem alterações
FAMÍLIA GYMNOTIDAE	
* <i>Gymnotus carapo</i>	<i>Gymnotus</i> cf. <i>carapo</i>
FAMÍLIA STERNOPYGIDAE	
<i>Eigenmannia trilineata</i>	Sem alterações
<i>Eigenmannia virescens</i>	Sem alterações
* <i>Eigenmannia</i> sp.	Sem alterações
<i>Sternopygus macrurus</i>	Sem alterações
FAMÍLIA HYPOPOMIDAE	
<i>Hypopomus</i> sp.	<i>Brachyhypopomus</i> sp.
<i>Hypopomus</i> spB.	<i>Brachyhypopomus</i> spB.
FAMÍLIA APTERONOTIDAE	
<i>Apteronotus albifrons</i>	Sem alterações
FAMÍLIA TRICHOMYCTERIDAE	
* <i>Ochmacanthus batrachostomus</i>	Sem alterações
FAMÍLIA AGENEIOSIDAE	
* <i>Ageneiosus brevifilis</i>	Sinônimo de <i>Ageneiosus inermis</i>
* <i>Ageneiosus ucayalensis</i>	Sem alterações
FAMÍLIA: PIMELODIDAE	
<i>Hemisorubim platyrhinchos</i>	Sem alterações
* <i>Megalonema platanus</i>	<i>Megalonema platanum</i>
* <i>Microglanis cottoides</i>	Sem alterações
* <i>Paulicea luetkeni</i>	<i>Zungaro jahu</i>
<i>Phenacorhamdia hoehnei</i>	Sem alterações
<i>Pimelodella gracilis</i>	Sem alterações
<i>Pimelodus argenteus</i>	Sem alterações
<i>Pimelodus maculatus</i>	<i>Pimelodus pantaneiro</i>
* <i>Pimelodus ornatus</i>	Sem alterações
* <i>Pinirampus pirinampu</i>	Sem alterações
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	Sem alterações
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i>
<i>Rhamdia</i> sp.	Sem alterações
<i>Sorubim</i> cf. <i>lima</i>	Sem alterações
FAMÍLIA ASPREDINIDAE	
* <i>Bunocephalus doriae</i>	Sem alterações
FAMÍLIA AUCHENIPTERIDAE	
<i>Auchenipterus nigripinnis</i>	Sem alterações
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	<i>Auchenipterus osteomystax</i>
<i>Parauchenipterus striatulus</i>	<i>Trachelyopterus striatulus</i>
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	<i>Trachelyopterus galeatus</i>
<i>Tatia neivai</i>	Sem alterações
FAMÍLIA DORADIDAE	
<i>Anadoras weddellii</i>	Sem alterações
<i>Pterodoras granulosus</i>	Sem alterações
* <i>Rhinodoras d'orbignyi</i>	<i>Rhinodoras dorbignyi</i>
<i>Oxydoras kneri</i>	Sem alterações
FAMÍLIA CALLICHTHYIDAE	
<i>Callichthys callichthys</i>	Sem alterações
<i>Hoplosternum littorale</i>	Sem alterações
* <i>Hoplosternum pectorale</i>	<i>Lepthoplosternum pectorale</i>
<i>Corydoras hastatus</i>	Sem alterações
FAMÍLIA LORICARIIDAE	
Sub-família: Loricariinae	
<i>Hemiodontichthys acipenserinus</i>	Sem alterações

<i>Loricaria</i> sp.	
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	Sem alterações
* <i>Rineloricaria nigricauda</i>	Espécie não deve ocorrer no Pantanal (Britski <i>et al.</i> , 2007)
<i>Rineloricaria parva</i>	Sem alterações
<i>Sturizoma barbatum</i>	<i>Sturisoma barbatum</i>
* <i>Sturizoma robustum</i>	<i>Sturisoma robustum</i>
Sub-família: Hypoptomatinae	
<i>Hypoptopoma guentheri</i>	Sinônimo de <i>Hypoptopoma inexpectatum</i>
<i>Otocinclus vittatus</i>	Sem alterações
Sub-família: Ancistrinae	
* <i>Megalancistrus aculeatus</i>	Sinônimo de <i>Megalancistrus parananus</i>
Sub-família: Hypostominae	
<i>Cochliodon cochliodon</i>	<i>Hypostomus cochliodon</i>
<i>Hypostomus</i> sp.	Sem alterações
<i>Liposarcus anisitsi</i>	Sinônimo de <i>Pterygoplichthys ambrosettii</i>
FAMÍLIA RIVULIDAE	
* <i>Neofundulus paraguayensis</i>	Sem alterações
FAMÍLIA BELONIDAE	
<i>Potamorhaphis eigenmanni</i>	Sem alterações
FAMÍLIA SCIAENIDAE	
<i>Plagioscion ternetzi</i>	Sem alterações
FAMÍLIA CICHLIDAE	
<i>Aequidens plagiozonatus</i>	Sem alterações
<i>Apistogramma borellii</i>	Sem alterações
<i>Apistogramma commbrae</i>	Sem alterações
<i>Apistogramma trifasciata</i>	Sem alterações
* <i>Astronotus ocellatus</i>	Sem alterações
<i>Bujurquina vittata</i>	Sem alterações
<i>Cichlasoma dimerus</i>	Sem alterações
<i>Crenicichla edithae</i>	Sinônimo de <i>Crenicichla lepidota</i>
<i>Crenicichla vittata</i>	Sem alterações
* <i>Crenicichla semifasciata</i>	Sem alterações
* <i>Gymnogeophagus balzanii</i>	Sem alterações
<i>Laetacara dorsigera</i>	Sem alterações
* <i>Satanoperca pappaterra</i>	Sem alterações
FAMÍLIA SYNBRANCHIDAE	
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Sem alterações

Quadro II: Caracterização taxonômica e abundância da ictiofauna nas amostragens do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, no período seco (out-nov), em 2010 e 2011, discriminadas as espécies coletadas com arrasto.

ESPÉCIES	2010	2011	Arrasto 2010	Arrasto 2011	Total
CLASSE CHONDRICTHYES					
MYLIOBATIFORMES					
Potamotrygonidae					
<i>*Potamotrygon motoro</i> (Müller & Henle, 1841)	0	0	1	0	1
CLASSE ACTINOPTERYGII					
BELONIFORMES					
Belonidae					
<i>Potamorhaphis eigenmanni</i> Miranda Ribeiro, 1915	1	1			2
CHARACIFORMES					
Acestrorhynchidae					
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> Menezes, 1992	2	3	2	0	7
Anostomidae					
<i>Abramites hypselonotus</i> (Günther, 1868)	27	63	2	3	95
<i>Leporinus friderici</i> Bloch, 1794	1	6	1	0	8
<i>Leporinus lacustris</i> Amaral Campos, 1945	33	21			54
<i>Leporinus macrocephalus</i> Garavello & Britski, 1988	5	4			9
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836)	0	3			3
<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858	16	13	0	2	31
<i>Schizodon borellii</i> (Boulenger, 1900)	24	45	1	2	72
<i>Schizodon isognathos</i> Kner, 1858	2	1			3
Bryconidae					
<i>Brycon hilarii</i> (Valenciennes, 1850)	2	0			2
Characidae					
<i>Aphyocharax anisitsi</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	5	7	1	0	13
<i>Aphyocharax dentatus</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	43	6	1	14	64
<i>Aphyocharax nattereri</i> Steindachner, 1882	161	12			173
<i>Aphyocharax rathbuni</i> Eigenmann, 1907	28	9			37
<i>Astyanax abramis</i> (Jenyns, 1842)	69	0			69
<i>Astyanax asuncionensis</i> Géry, 1972	1	5	1	42	49
<i>#Astyanax</i> sp.					41
<i>Bryconamericus exodon</i> Eigenmann, 1907	96	3			99
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	44	48	1	0	93
<i>#Bryconamericus</i> sp.					33
<i>Charax leticiae</i> Lucena, 1987	8	15	15	2	40
<i>Ctenobrycon alleni</i> (Eigenmann & Kennedy, 1907)	29	90	12	57	188
<i>Cynopotamus kincaidi</i> (Schultz, 1950)	0	2			2
<i>Engraulisoma taeniatum</i> Castro, 1981	0	2			2
<i>Galeocharax humeralis</i> (Valenciennes, 1834)	16	0	8	0	24
<i>Gymnocorymbus ternetzi</i> (Boulenger, 1895)	0	2	0	1	3
<i>Hemigrammus lunatus</i> Durbin, 1918	656	92			748
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	0	39			39
<i>#Hemigrammus</i> sp.					12
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	298	185			483
<i>Hyphessobrycon megalopterus</i> (Eigenmann, 1915)	7	121			128
<i>#Hyphessobrycon</i> sp.					6
<i>Jupiaba acanthogaster</i> (Eigenmann, 1911)	310	223	2	1	536

<i>Moenkhausia bonita</i> Benine, Castro & Sabino, 2004	0	20			20
<i>Moenkhausia dichroua</i> Kner, 1858	108	4	5	2	119
<i>Moenkhausia forestii</i> Benine, Mariguela & Oliveira, 2009	246	45			291
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>oligolepis</i> (Günther, 1864)	0	1			1
<i>Odontostilbe paraguayensis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	125	7	0	14	146
<i>Odontostilbe pequirá</i> (Steindachner, 1882)	385	39			424
# <i>Odontostilbe</i> sp.					149
<i>Poptella paraguayensis</i> (Eigenmann, 1907)	7	6	13	9	35
<i>Prionobrama paraguayensis</i> (Eigenmann, 1914)	1385	125			1510
<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903)	113	25	131	11	280
* <i>Roeboides affinis</i> (Günther, 1868)	0	0	59	0	59
<i>Roeboides descalvadensis</i> Fowler, 1932	19	3	2	5	29
<i>Roeboides microlepis</i> (Reinhardt, 1851)	6	8			14
<i>Serrapinnus calliurus</i> (Boulenger, 1900)	860	29			889
<i>Serrapinnus kriegi</i> (Schindler, 1937)	15	9			24
<i>Serrapinnus microdon</i> (Eigenmann, 1915)	372	1081			1453
# <i>Serrapinnus</i> sp.					114
<i>Tetragonopterus argenteus</i> Cuvier, 1816	3	13	1	0	17
Crenuchidae					
<i>Characidium laterale</i> (Boulenger, 1895)	617	398			1015
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	36	1			37
# <i>Characidium</i> sp.					65
Curimatidae					
<i>Curimatella dorsalis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	5	0			5
<i>Curimatopsis myersi</i> Vari, 1982	81	17			98
<i>Cyphocharax gillii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	5	7	1	1	14
<i>Potamorhina squamoralevis</i> (Braga & Azpelicueta, 1983)	88	53			141
<i>Psectrogaster curviventris</i> Eigenmann & Kennedy, 1889	38	49	0	1	88
* <i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	0	0	3	7	10
* <i>Steindachnerina conspersa</i> (Holmberg, 1891)	0	0	5	11	16
Cynodontidae					
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Spix & Agassiz, 1829	7	2			9
Erythrinidae					
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	1	2			3
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)	26	16	32	21	95
Gasteropelecidae					
<i>Gasteropelecus sternicla</i> (Linnaeus, 1758)	59	6	17	13	95
<i>Thoracocharax stellatus</i> (Kner, 1858)	0	5			5
Hemiodontidae					
<i>Hemiodus orthonops</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	1	1			2
Iguanodectidae					
<i>Piabucus melanostoma</i> Holmberg, 1891	4	11	2	13	30
Lebiasinidae					
<i>Pyrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	269	45			314
Parodontidae					
* <i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	0	0	1	0	1
Prochilodontidae					
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	32	5	1	4	42
Serrassalmidae					

<i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1858)	2	0			2
<i>Myleus levis</i> Eigenmann & McAtee, 1907	11	5			16
<i>Mylossoma duriventre</i> (Cuvier, 1818)	29	20			49
<i>Piaractus mesopotamicus</i> Holmberg, 1887	4	12			16
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858	97	112			209
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	44	50	18	8	120
<i>Serrasalmus marginatus</i> Valenciennes, 1837	63	46	7	0	116
Triporthidae					
<i>Triporthus nematurus</i> (Kner, 1858)	27	18	0	9	54
<i>Triporthus pantanensis</i> Malabarba, 2004	14	23	40	7	84
CLUPEIFORMES					
Engraulidae					
<i>Anchoviella</i> sp.	23	1			24
CYPRINODONTIFORMES					
Poeciliidae					
<i>Pamphorichthys hasemani</i> (Henn, 1916)	1	0			1
Rivulidae					
<i>Melanorivulus punctatus</i> (Boulenger, 1895)	2	2			4
GYMNOTIFORMES					
Apteronotidae					
<i>Apteronotus albifrons</i> (Linnaeus, 1766)	6	8			14
<i>Apteronotus caudimaculosus</i> de Santana, 2003	34	15			49
<i>Sternarchorhynchus curvirostris</i> (Boulenger, 1887)	0	2			2
Gymnotidae					
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	19	0	1	0	20
<i>Gymnotus paraguensis</i> Albert & Crampton, 2003	2	6			8
Hypopomidae					
<i>Brachyhypopomus</i> spp.	121	113	1	0	235
Ramphichthyidae					
<i>Gymnorhamphichthys britskii</i> Carvalho, Ramos & Albert, 2011	3	7			10
<i>Rhamphichthys hahni</i> (Meiken, 1937)	0	2			2
Sternopygidae					
<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966	1252	849	68	1	2170
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	117	69	25	2	213
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	128	120	56	1	305
PERCIFORMES					
Cichlidae					
<i>Aequidens plaggiozonatus</i> Kullander, 1984	15	0			15
<i>Apistogramma borellii</i> (Regan, 1906)	41	33	1	0	75
<i>Apistogramma commbrae</i> (Regan, 1906)	7	5			12
<i>Apistogramma trifasciata</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	230	139			369
<i>Astronotus crassipinis</i> (Heckel, 1840)	1	1			2
<i>*Bujurquina vittata</i> (Heckel, 1840)	0	0	0	1	1
<i>Cichlasoma dimerus</i> (Heckel, 1840)	26	31			57
<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840	91	89	2	1	183
<i>Crenicichla vittata</i> Heckel, 1840	1	0			1
<i>Laetacara dorsigera</i> (Heckel, 1840)	1	0			1
<i>Mesonauta festivus</i> (Heckel, 1840)	6	3			9
Scianidae					
<i>Plagioscion ternetzi</i> Boulenger, 1895	6	3	1	0	10
SILURIFORMES					
Aspredinidae					
<i>Amaralia hypsiura</i> (Kner, 1855)	1	0			1

<i>Pseudobunocephalus rugosus</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	0	4			4
# <i>Pseudobunocephalus</i> sp.					4
Auchenipteridae					
<i>Auchenipterus nigripinnis</i> (Boulenger, 1895)	0	2			2
<i>Auchenipterus osteomystax</i> (Miranda Ribeiro, 1918)	2	2			4
<i>Entomocorus benjamini</i> Eigenmann, 1917	3	2			5
<i>Tatia neivai</i> (Ihering, 1930)	1	0			1
<i>Trachelyopterus coriaceus</i> Valenciennes, 1840	1	0			1
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	8	32			40
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner, 1877)	3	0			3
Callichthyidae					
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	0	10			10
<i>Corydoras hastatus</i> Eigenmann & Eigenmann, 1888	217	40			257
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	1	1			2
Doradidae					
<i>Anadoras weddellii</i> (Castelnau, 1855)	4	0			4
<i>Ossancora eigenmanni</i> (Boulenger, 1895)	7	32			39
<i>Oxydoras kneri</i> Bleeker, 1862	11	16			27
<i>Platydoras armatulus</i> (Valenciennes, 1840)	7	6			13
<i>Pterodoras granulosus</i> (Valenciennes, 1821)	10	1			11
Heptapteridae					
<i>Imparfinis</i> spp.	78	35			113
<i>Phenacorhamdia hoehnei</i> (Miranda Ribeiro, 1914)	4	0			4
<i>Pimelodella</i> cf. <i>gracilis</i> (Valenciennes, 1835)	11	12	15	9	47
<i>Pimelodella mucosa</i> Eigenmann & Ward, 1907	0	1	0	14	15
<i>Pimelodella notomelas</i> Eigenmann, 1917	1	0	5	0	6
# <i>Pimelodella</i> sp.	0	0	119	0	119
<i>Rhamdia</i> aff. <i>quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	3	4	2	0	9
Loricariidae					
<i>Ancistrus</i> spp.	3	0			3
* <i>Brochyloricaria macrodon</i> (Kner, 1853)	0	0	3	0	3
<i>Farlowella paraguayensis</i> Retzer & Page, 1997	9	1			10
<i>Hemiodontichthys acipenserinus</i> (Kner, 1853)	1	0			1
<i>Hypoptopoma inexpectatum</i> (Holmberg, 1893)	805	536	0	3	1344
<i>Hypostomus cochliodon</i> Kner, 1854	111	0			111
<i>Hypostomus latifrons</i> Weber, 1986	27	31			58
<i>Hypostomus</i> spp.	115	136	7	2	260
<i>Loricaria</i> sp.	0	3	3	1	7
<i>Loricariichthys labialis</i> (Boulenger, 1895)	0	1	4	4	9
<i>Loricariichthys platymetopon</i> Isbrücker & Nijssen, 1979	3	0	4	2	9
<i>Otocinclus vittatus</i> Regan, 1904	1246	167			1413
<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i> (Holmberg, 1893)	12	6			18
* <i>Pyxiloricaria</i> cf. <i>menezesi</i> Isbrücker & Nijssen, 1984	0	0	0	1	1
<i>Rineloricaria parva</i> (Boulenger, 1895)	501	524	0	1	1026
<i>Spatuloricaria evansii</i> (Boulenger, 1892)	1	0			1
<i>Sturisoma barbatum</i> (Kner, 1853)	1	4	4	0	9
Pimelodidae					
<i>Hemisorubim platyrhynchus</i> (Valenciennes, 1840)	1	1	5	0	7
<i>Hypophthalmus edentatus</i> Spix & Agassiz, 1829	0	1			1
<i>Pimelodus argenteus</i> Perugia, 1891	5	6	7	0	18

<i>Pimelodus pantaneiro</i> Souza-Filho & Shibatta, 2007	7	0	3	4	14
# <i>Pimelodus</i> sp.	0	0	205	0	205
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)	1	0			1
<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	4	3	1	0	8
<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)	2	1			3
Scoloplacidae					
<i>Scoloplax distolothrix</i> Schaefer, Weitzman & Britski, 1989	10	0			10
<i>Scoloplax empousa</i> Schaefer, Weitzman & Britski, 1989	3	0			3
Trichomycteridae					
<i>Ituglanis eichorniarum</i> (Miranda Ribeiro, 1912)	1	0			1
<i>Ituglanis herberti</i> (Miranda Ribeiro, 1940)	0	1			1
<i>Trichomycterus johnsoni</i> (Fowler, 1932)	0	1			1
SYNBRANCHIFORMES					
Synbranchidae					
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	3	1			4
Não identificado					30
Totais	12466	6462	928	307	20617