



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE AMBIENTES
AQUÁTICOS CONTINENTAIS

DANIEL ALVES DOS SANTOS

Eficiência das áreas de conservação terrestres para a preservação da ictiofauna: o caso do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema

Maringá
2012

DANIEL ALVES DOS SANTOS

Eficiência das áreas de conservação terrestres para a preservação da ictiofauna: o caso do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes

Maringá
2012

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

S237e Santos, Daniel Alves dos, 1983-
Eficiência das áreas de conservação terrestres para a preservação da ictiofauna : o caso do Parque Estadual das Várzeas do rio Ivinhema / Daniel Alves dos Santos. -- Maringá, 2012.
34 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)-- Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2012.
Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes.

1. Peixes de água doce - Riqueza de espécies - Ivinhema, Rio - Mato Grosso do Sul.
2. Ictiofauna - Conservação - Processos naturais - Ivinhema, Rio - Mato Grosso do Sul.
3. Peixes migradores - Unidades de conservação - Regime hidrológico - Ivinhema, Rio - Mato Grosso do Sul. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 22. ed. -597.1764098171
NBR/CIP - 12899 AACR/2

DANIEL ALVES DOS SANTOS

Eficiência das áreas de conservação terrestres para a preservação da ictiofauna: o caso do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos Membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho
Nupélia /Universidade Estadual de Maringá

Prof. Dr. Pitágoras Augusto Piana
UNIOESTE, Toledo, PR

Aprovada em: 27 de fevereiro de 2012.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

Dedico esse trabalho aos pilares da minha vida, meus pais Mario e Celia, meus irmãos Mario Junior e Janet pelo apoio sempre, me incentivando aos estudos, dando a mim a oportunidade e consciência de que o conhecimento é o bem maior e mais importante que podemos obter. Obrigado!

AGRADECIMENTOS

Gostaria de registrar, meus sinceros agradecimentos a todos que, de diversas maneiras participaram proporcionando alegrias, conhecimento e esforço para que mais essa etapa da minha vida fosse concluída.

Agradeço ao Programa de Pós Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais pela formação acadêmica que me foi proporcionado, pela estrutura e acesso as bases de dados ao qual tive imensa satisfação de analisar para que meu trabalho fosse desenvolvido e, por consequência, um grande avanço para a minha formação.

Aos professores do programa que vão além do ensino, e se tornaram grandes amigos, e nunca faltaram com o compromisso de nos amparar quando necessário.

Ao meu orientador Dr. Luiz Carlos Gomes, pela força, ensino, paciência, risadas, jogos de futebol (vale lembrar que o gol que ele fez em mim no jogo eu deixei “de propósito”), já que sempre conta boas histórias de quando era centroavante dos bons e principalmente pela amizade durante esses anos de desenvolvimento do início da carreira como pesquisador.

Ao Parque Tecnológico de Itaipu (Itaipu Binacional) e a CAPES pela bolsa de mestrado disponibilizada.

À banca examinadora por aceitar minha solicitação e desde já agradecer pelas contribuições para que o trabalho seja publicado com melhor desempenho.

Aos camaradas pescadores que sempre contribuíram com boas conversas sobre os mais diversos assuntos, e ensinamentos de campo com a maior boa vontade que poderiam passar experiências de vida.

À minha família, meus pais que me apóiam em toda e qualquer situação, sempre presentes apesar da distância.

Aos colegas de curso pela amizade e aos colegas do Laboratório de Ictiologia (‘rabitos llenos’), principalmente ao Hugo José Message que participou efetivamente do trabalho e não mediu esforços para contribuir com seus conhecimentos e pela grande amizade que cultivamos.

Á Stephanie Carvalho Borges, minha namorada, minha parceira que está sempre ao meu lado, não importa em que situação.

Agradeço ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia) da Universidade Estadual de Maringá pela estrutura para realização do trabalho, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) por financiar os diferentes projetos que permitiram essa compilação de dados, a Itaipu Binacional e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de nível mestrado, e ao Programa de Excelência Acadêmica (PROEX) da CAPES.

Um homem de moral não fica no chão

Reconhece a queda e não desanima

*Levanta sacode a poeira e dá a volta por
cima*

Acerto de Contas - 4

Paulo Vanzolini

Eficiência das áreas de conservação terrestres para a preservação da ictiofauna: o caso do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema

RESUMO

O Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema foi criado na planície do alto rio Paraná devido a elevada diversidade biológica regional, buscando conservar esse remanescente de várzea que possui importância fundamental na manutenção de populações viáveis de espécies de peixes. A região da planície é composta por rios e lagoas, e apresenta períodos transitórios de cheia e seca, que consistem nas bases para a reprodução das espécies migradoras. Foram selecionados os rios Ivinhema (alvo) e Baía (sentinela) para avaliar se a criação do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema foi eficiente para a conservação da ictiofauna do remanescente lótico do alto rio Paraná (entre a barragem de Porto Primavera e o reservatório de Itaipu). As amostragens foram realizadas durante três diferentes períodos (1986 até 1988 - Período 1, 1992 até 1995 – Período 2, e 2000 até 2005 – Período 3). Foi avaliado o regime hidrológico dos rios da região, e métricas como a riqueza (número) de espécies, a abundância (proporção) das espécies migradoras de grande porte e as similaridades na estrutura da assembleia de peixes. Constatou-se que a riqueza de espécies aumentou na região do parque e fora deste. As espécies migradoras de longa distância apresentaram decréscimo acentuado em suas proporções ao longo do tempo, com menores valores de declínio no local da criação do Parque. As similaridades entre as amostras apresentaram indícios do benefício da criação do Parque no Período 3. Portanto, ficou evidenciado que a criação do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema apresentou indicativos do seu papel benéfico para conservação da ictiofauna, principalmente para as espécies migradoras de longa distância. Porém, a criação de unidades de conservação em rios altamente regulados, como o rio Paraná, só será efetiva se os processos naturais fundamentais do sistema também sejam recuperados, nesse caso, as cheias.

Palavras-chave: Conservação aquática. Regime hidrológico. Dados de longo prazo. Riqueza de espécies. Peixes migradores. Similaridade.

Are conservation units devoted to protect terrestrial systems effective in protecting fish fauna: the case of the Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema

ABSTRACT

The Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema was created in the high Paraná river floodplain due to high regional biodiversity, seeking to conserve this remnant floodplain that has fundamental importance in maintaining viable populations of fish species. The floodplain region consists of rivers and lagoons, and provides transitional periods of flood and drought, which are the bases for the reproduction of migratory species. The Ivinhema river (target) and Baía river (sentinel) were selected to assess whether the creation of the Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema was effective for the fish fauna conservation of the Paraná River remnant lotic stretch (between the Porto Primavera Dam and Itaipu Reservoir). Samples were collected during three different periods (1986 to 1988 - Period 1, 1992 to 1995 - Period 2, and 2000 to 2005 - Period 3). We evaluated the hydrological regime of rivers in the region, and metrics such as richness (number) of species abundance (proportion) of large migratory species and the similarities in the structure of fish assemblages. It was verified that species richness increased in the park and outside of this. The long-distance migratory species had decrease in their proportions over time, with lower values after the creation of the park. The similarities between the samples showed evidence of the benefit of the creation of the park in Period 3. Therefore, it was evident that the creation of the Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema had played its role for fish fauna conservation, especially for long-distance migratory species. However, the creation of conservation units in highly regulated rivers such as the Parana River, is only effective if the system's natural processes are also recovered, as the floods in this case.

Keywords: Aquatic conservation. Hydrological regime. Long-term data. Species richness. Migratory fish. Similarity.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Unidades de conservação no trecho lótico do rio Paraná.	15
Figura 2 - Locais de amostragem com representação dos limites do parque.	17
Figura 3 - Número de dias de cheia por ano na escala temporal.	20
Figura 4 - Número de espécies dos subsistemas por mês na escala temporal.	21
Figura 5 - Regressão linear entre os valores da riqueza de espécies (por amostra) dos rios Ivinhema e Baia, pelos períodos.	22
Figura 6 - Proporção de espécies migradoras dos subsistemas por mês na escala temporal.	23
Figura 7 - Proporção de espécies migradoras dos subsistemas por período.	24
Figura 8 - Similaridade média entre os subsistemas por mês.	25
Figura 9 - Similaridade média entre os subsistemas por período.	26

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Conservation Biology* (disponível em: <http://www.wiley.com/legacy/wileyblackwell/images/alltherules_7_VII_2009_2_2.pdf>).

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 MATERIAIS E MÉTODOS	14
2.1 Área de Estudo	14
2.2 Amostragens	16
2.3. Análise de dados	17
2.3.1 Regime hidrológico dos subsistemas.....	17
2.3.2 Ictiofauna da planície de inundação do alto rio Paraná	18
2.3.3 Variação na abundância das espécies migradoras	18
2.3.4 Similaridade na composição da ictiofauna	19
3 RESULTADOS	19
3.1 Regime hidrológico dos subsistemas.....	19
3.2 Ictiofauna da planície de inundação do alto rio Paraná	20
3.3 Variação na abundância das espécies migradoras	22
3.4 Similaridade na composição da ictiofauna	24
4 DISCUSSÃO.....	26
5 CONCLUSÃO.....	29
REFERÊNCIAS	31

1. INTRODUÇÃO

O aumento acelerado da população humana no último século e a expansão desse contingente levou a alterações nas paisagens e ecossistemas, sobretudo devido ao aumento da agricultura, exploração de recursos naturais e a proliferação da indústria. Essas atividades são consideradas impactantes e resultam em alterações diretas do ambiente. Por outro lado, atividades como barramentos de rios e introdução de espécies exóticas são considerados modificadores indiretos. Em relação a esses rios, as pressões antropogênicas ocorrem principalmente onde populações humanas encontram-se em maiores densidades (Reynolds et al., 2001; Olden et al., 2008).

Embora esses eventos ocorram em todas grandes bacias hidrográficas do Brasil, são mais intensos naquelas localizadas nas regiões sul e sudeste do país, devido ao maior desenvolvimento econômico dessas regiões. Os principais problemas ambientais decorrentes da ocupação humana são eutrofizações, contaminação por pesticidas e resíduos industriais, drenagem de corpos de água, assoreamento, remoção de vegetação em geral, principalmente a ripariana, introdução de espécies exóticas e a exploração excessiva dos recursos naturais (Agostinho et al., 2000 e 2005). Conseqüentemente, é esperado que ocorra uma inaptidão para o uso da água das bacias, tornando-a imprópria para a utilização humana e limitando o suporte da vida aquática (Agostinho et al., 2008a), portanto, são necessárias medidas que visem a sua conservação.

Essa conservação, principalmente de ambientes aquáticos continentais, se insere em um contexto recente. Porém, estes ambientes já apresentam impactos consideráveis com reflexo na diminuição da diversidade biológica, que parece ocorrer mais rápido em água doce que em qualquer outro tipo de habitat (Jenkins, 2003; Dudgeon et al., 2006). Por exemplo, a América do Sul vem apresentando sinais claros de declínio produtivo e, em alguns casos, de total colapso principalmente devido à aquelas alterações diretas e indiretas (Barletta et al., 2010). Portanto, a conservação desses ecossistemas está se tornando cada vez mais complexa em relação ao emprego de medidas protecionistas, especialmente em regiões de planícies de inundação (Gopal et al., 2000; Junk, 2002).

Essas ações que, atualmente, procuram mitigar impactos sobre a diversidade biológica são raras e não possuem monitoramento, muito menos avaliações freqüentes (Agostinho et al., 2004 e 2008a). Existe o apelo para a criação de áreas protegidas de água doce (inclusive em planícies de inundação) e sistemas funcionalmente intactos em todo o Planeta, em parte porque essas oportunidades estão diminuindo rapidamente e,

em breve, muitas delas podem ser perdidas (Revenga et al., 2005). Essas áreas protegidas representariam o maior ganho por unidade de esforço e, também, o menor custo (ver, por exemplo, Abell et al., 2007).

Por esses motivos, foi considerada a área do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema (PEVRI), que se encontra na planície de inundação do alto rio Paraná e inserida em um dos remanescentes lóticos do rio Paraná em território brasileiro (entre a barragem do reservatório de Porto Primavera e o reservatório de Itaipu) para ser avaliada em relação a sua importância como área de proteção da ictiofauna regional. Neste trecho também está o remanescente de várzea do rio Paraná, que tem importância fundamental na manutenção de populações viáveis de espécies de peixes, especialmente aquelas de grande porte que realizam extensas migrações reprodutivas (Agostinho et al., 2004). Essas espécies necessitam de diversos compartimentos do sistema para os diferentes estágios de vida (Agostinho et al., 2003), o que torna as ações de proteção mais complexas e demandam iniciativas que mantenham a estrutura do sistema como um todo (variações cíclicas do nível da água, inundação das lagoas marginais) (Agostinho et al., 2005). Assim, essas espécies consideradas migradoras são caracterizadas como uma importante métrica para avaliar o sucesso da medida de proteção na área de estudo. Cowx (2002) já utilizou a ictiofauna como métrica para avaliações de ambientes de água doce em ambientes temperados, e ainda relatou que a criação de áreas protegidas é apenas a terceira ação mais utilizada para proteger populações de peixes de água doce, depois da reabilitação e enriquecimento de estoques.

Dessa forma, nesse trabalho foi avaliado se a criação do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema (em 1998) promoveu benefícios para a conservação da ictiofauna da região, uma vez que foi criado para este propósito (principalmente para proteger os criadouros naturais das espécies migradoras de longa distância), inclusive com proibição total da pesca dentro dos limites do parque. Se benéfico, é esperada uma melhoria na integridade do sistema, com reflexo nas populações de peixes, especialmente de espécies migradoras de longa distância. Foram comparadas, ao longo de uma extensa e fragmentada escala temporal (1986 – 2005, antes e depois da criação do PEVRI), dados coletados no rio Ivinhema (canal principal e biótopos adjacentes), na área do Parque (alvo do estudo); e no rio Baía (canal principal e biótopos adjacentes), que se encontra fora da área protegida do Parque (considerado o sentinela ou controle;

sem medida de proteção). As métricas utilizadas foram escolhidas com base em Magalhães et al. (2008) e adaptadas para a melhor compreensão da resposta ao tipo de ambiente em questão, e compreendem atributos das assembleias como número de espécies, abundância (proporção) das espécies de maior porte, nesse caso todas migradoras de longa distância, e a estrutura (composição) da assembleia (abundância e riqueza de espécies), aqui representada pela similaridade entre as amostras dos rios, controlando a escala espacial e temporal.

Especificamente, pretende-se responder a seguinte questão: A criação do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema contribuiu para a conservação da ictiofauna na área do remanescente lótico do alto rio Paraná entre a barragem de Porto Primavera e o reservatório de Itaipu? Assim, se a contribuição do PEVRI for relevante, é esperado o advento de tendências como o aumento da diferença das proporções de riqueza de espécies entre os dois rios (maior valor de riqueza para o rio Ivinhema), maior abundância (também em proporção) de migradoras de longa distância após a criação do Parque no rio Ivinhema e um menor valor para a similaridade entre as estações de amostragem dos dois rios aqui considerados, relativo ao período após a criação do parque, uma vez que o rio Baía (controle ou sentinela) não apresenta restrições de uso como o rio Ivinhema (Parque).

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema (PEVRI) está localizado no terço superior da bacia do rio Paraná e abrange a porção inferior do rio Ivinhema, no sudeste do Estado do Mato Grosso do Sul. O rio Ivinhema é um afluente da margem direita do rio Paraná e se estende por aproximadamente 230 km, com sua parte alta e média direcionada no sentido norte-sul geográfico, enquanto a parte baixa corre paralelamente ao rio Paraná (nordeste-sudeste). Nessa região, ele atravessa a área do parque e deságua no último trecho relevante de águas correntes do rio Paraná em território brasileiro. O segmento inferior do rio Ivinhema é um dos menos alterados da região, mas o ciclo hidrológico do rio Paraná exerce influência fundamental nesse rio, especialmente na área onde está inserido o PEVRI (Souza Filho, 2009) (Figura 1).

remanescente lótico do rio Paraná (Agostinho et al., 2008b). Nesse trecho existem outras unidades de conservação, como a APA nominada Áreas Protegidas das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná (que engloba o PEVRI) e o Parque Nacional de Ilha Grande (ver Figura 1), na parte mais inferior, próximo ao reservatório de Itaipu.

Porém, estas unidades de conservação resultaram de ações isoladas e funcionam de maneira independente (Agostinho et al., 2005). Mesmo se tratando de um complexo hídrico muito importante ecologicamente, as reais contribuições providas por estas unidades de conservação, especificamente para a ictiofauna, nunca foram avaliadas, uma vez que somente a criação de áreas de proteção não implica em conservação, pois as espécies de peixes dependem de diversos fatores para completarem seu ciclo de vida. No caso da região estudada, as cheias são fundamentais, especialmente para os migradores de longa distância (Nakatani et al., 1997; Agostinho et al., 2004; Fernandes et al., 2009).

2.2 Amostragens

Os dados da ictiofauna da planície de inundação foram obtidos por diferentes projetos do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia), da Universidade Estadual de Maringá (UEM), que originou uma série temporal descontínua. Os projetos são: i) Estudos limnológicos e ictiológicos na planície de inundação do rio Paraná, nas imediações do município de Porto Rico-PR (de outubro de 1986 a setembro de 1988), financiado pela FINEP; ii) Estudos ambientais da planície de inundação do rio Paraná no trecho compreendido entre a foz do rio Paranapanema e o reservatório de Itaipu – de março de 1992 a fevereiro de 1995), financiado pelo PADCT/CIAMB; e iii) A planície alagável do rio Paraná: estrutura e processo ambiental, que é o Sítio 6 do programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) financiado pelo PELD/CNPq, que tem como objetivo central avaliar padrões de grande amplitude temporal. No caso desse estudo os dados utilizados foram coletados até o ano de 2005.

Dentre os locais amostrados, foram selecionados aqueles que apresentaram maior frequência de coletas coincidentes durante a realização de todos os projetos, que favorece um teste de hipótese mais robusto. Dessa maneira, foram consideradas duas estações de amostragem no rio Ivinhema (calha do rio e Lagoa dos Patos) e três estações

no rio Baía (calha do rio, Lagoa do Guaraná e Lagoa Fechada – não amostrada no Período 2) (Figura 2), que foram amostradas nos três projetos. Dessa maneira, de 1986 a 1988 (Período 1) foram obtidas 48 amostras no rio Ivinhema e 72 no rio Baía; de 1992 a 1995 (Período 2) foram 60 amostras em cada rio; enquanto que de 2000 a 2005 (Período 3) foram 42 amostras no rio Ivinhema e 63 no Baía. Ao todo, foram utilizadas 345 amostras, sendo 150 para o rio Ivinhema e 195 para o rio Baía.

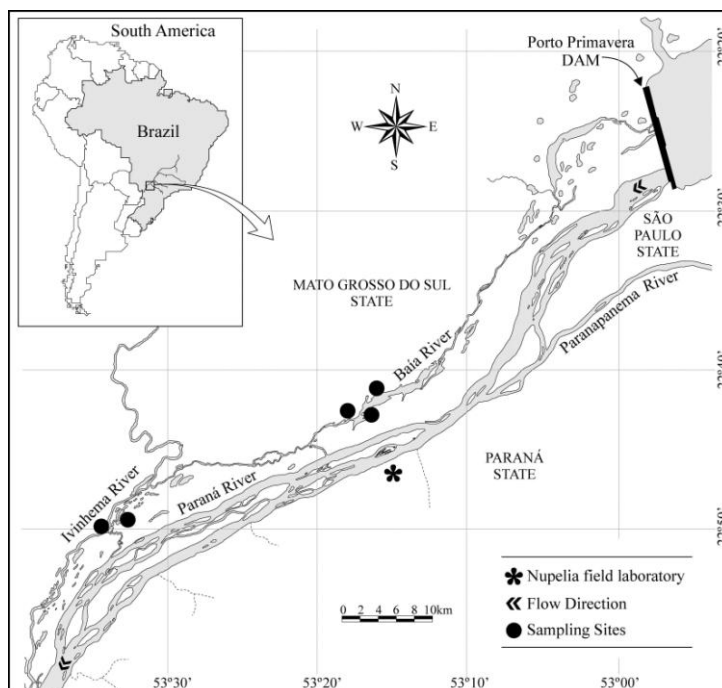


Figura 2. Locais de coleta. Linhas representam os limites do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema.

Para as coletas dos peixes foram instaladas baterias de redes de espera com malhagens variadas (2,4; 3; 4; 5; 6; 7; 8; 10; 12; 14 e 16 cm entre nós opostos; malha 2,4 cm utilizada a partir de 2000), cada uma com 20 m de comprimento nos ambientes lânticos (Lagoa dos Patos, Lagoa do Guaraná e Fechada), e duas baterias de 10 m nas margens dos ambientes lóticos (calha do rio Ivinhema e Baía). As redes permaneceram expostas nas estações de amostragem por 24 h, com revistas ao amanhecer (8 h), ao entardecer (16 h) e à noite (22 h).

2.3. Análise de dados

2.3.1 Regime hidrológico dos subsistemas

No sistema rio-planície de inundação do alto rio Paraná, considera-se cheia quando o nível da água da calha do rio Paraná ultrapassa o seu limite de transbordamento, que é de 3,5 m (Agostinho et al., 2004). Devido à ampla escala temporal, optou-se por descrever o regime hidrológico como o número de dias que os rios apresentaram cheias, relativos aos anos que foram amostrados com base essencialmente em dados de Fernandes et al. (2009). Cabe ressaltar que a estratégia de vida das espécies migradoras da região é extremamente dependente de cheias duradouras, assim, os elevados valores de dias com altos níveis da água podem acarretar em anos de cheia intensa, e dessa forma influenciar nas abundâncias dessas espécies (Gomes e Agostinho, 1997; Agostinho et al., 2004; Fernandes et al., 2009; Suzuki et al., 2002).

2.3.2 Ictiofauna da planície de inundação do alto rio Paraná

Inicialmente, foi feita uma análise descritiva da ictiofauna com base na riqueza (número) de espécies com objetivo de verificar as possíveis variações dessa variável, na escala temporal (1986 - 1988: Período 1; 1992 - 1995 Período 2; antes da criação do Parque Estadual; e 2000 - 2005: Período 3; depois da criação do Parque), e espacial (diferenças entre o rio Ivinhema - alvo da medida de conservação; e o rio Baia, considerado o sentinela, sem medida de conservação).

Em seguida, foi aplicada uma análise de covariância (ANCOVA) considerando os períodos como variável categórica, e as médias do rio Baia (eixo x; variável preditora contínua) e Ivinhema (eixo y; variável resposta) nos eixos. É esperado que, com o tempo, haja uma tendência ao aumento dos valores das inclinações das retas (β), ou seja, a interação na ANCOVA seria significativa (não alcançando o pressuposto de paralelismo), e que com a criação do Parque o número de espécies no rio Ivinhema aumente em relação ao rio Baia, ou seja, inclinações maiores que 1 (acima da bissetriz) no Período 3. A ANCOVA foi feita no programa Statistica 7.0TM com nível de significância $p < 0,05$.

2.3.3 Variação na abundância das espécies migradoras

A abundância de espécies migradoras foi expressa em porcentagem do total, uma vez que é esperado, novamente, se o Parque foi efetivo, que a proporção destas deveria tender ao aumento ao longo do tempo, com maior diferença entre os rios Ivinhema e Baía no Período 3. Para estes valores, foi aplicada a ANOVA não-paramétrica de Kruskal-Wallis (pressupostos de normalidade e homocedasticidade não foram alcançados), para cada período em separado, no programa Statistica 7.0TM.

2.3.4 Similaridade na composição da ictiofauna

Os dados de abundância das espécies foram padronizadas pelo total da amostra para remoção do efeito de valores elevados. Em seguida foi gerada uma matriz de similaridade de Bray-Curtis (Bray e Curtis, 1957; Clarke e Warwick, 1994; Anderson, 2001), no programa PRIMER-E 6, com add on da PERMANOVA (Anderson et al, 2008), controlando os meses, ano de coleta e os rios (Ivinhema e Baía). Dessa matriz de similaridade foram selecionados os valores correspondentes as amostras do rio Ivinhema confrontadas com as do rio Baía, dentro de um dado mês e ano (similaridade entre as estações do rio Baía e do Ivinhema), portanto, as similaridades dentro de cada rio não foram utilizadas. Optou-se por este procedimento, para avaliar possíveis tendências entre os períodos, uma vez que, com ele, foi removido o efeito do aumento da descrição de espécies, ou seja, avanço da sistemática (foi a mesma dentro de cada período) e da introdução de espécies. Possíveis diferenças entre as médias das similaridades entre os períodos foram testadas pela ANOVA não-paramétrica de Kruskal-Wallis (Statistica 7.0TM), uma vez que os pressupostos de normalidade e homocedasticidade não foram alcançados.

3. RESULTADOS

3.1 Regime hidrológico dos subsistemas

As alterações dos níveis hidrológicos dos rios Ivinhema e Baía sugerem que os Períodos 1 e 2, precedentes a criação do parque, apresentaram maior ocorrência de cheias duradouras (Figura 3). O rio Ivinhema apresentou variações parcialmente cíclicas

de nível nos três períodos considerados, com cheia em 1987, cheia intensa em 1992, cheia em 2001 e períodos de seca nos anos de 2002 e 2003. Por outro lado, o rio Baía apresentou uma cheia pronunciada apenas em 1992. Destacam-se, no rio Baía, os baixos níveis registrados em 2000, 2001 e 2004, devidas, principalmente, à retenção de água nos reservatórios à montante. Por outro lado, existe uma relação diferente entre os dois rios a partir de 2001, sendo que o Ivinhema manteve a variação natural do seu nível hidrológico, ao contrário do rio Baía, que teve sua dinâmica hidrológica diretamente alterada pelos barramentos, principalmente de Porto Primavera (Souza Filho, 2009). O Período 2 apresentou uma grande cheia em 1992 para ambos os rios, a qual pode ter influência direta na distribuição e nos atributos da ictiofauna dos anos subsequentes.

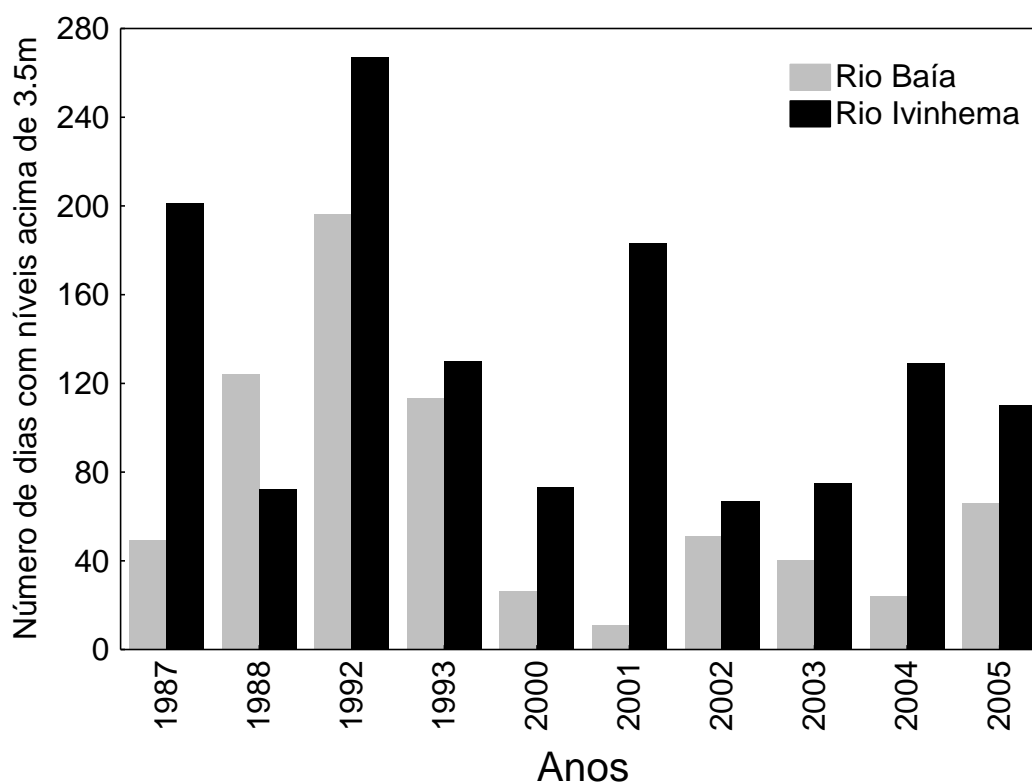


Figura 3. Número de dias que o nível hidrométrico dos rios Ivinhema e rio Baía se mantiveram sob influência do rio Paraná (acima do limite de 3,5 m) para cada ano. Valores obtidos por réguas localizadas nos rios em questão, que representam seus respectivos subsistemas.

3.2 Ictiofauna da planície de inundação do alto rio Paraná

No rio Ivinhema, onde foi criado o Parque, foram capturados 7.377 indivíduos no Período 1, 20.167 no Período 2, e 9.894 indivíduos no Período 3. Contudo, no rio Baía (sentinela), foram capturados 16.437 indivíduos no Período 1, 17.645 no Período 2, e 19.815 no Período 3. Ressalta-se que esses valores resultaram de diferentes

números de amostragens para cada rio (duas estações no Ivinhema e três no Baía, exceto no Período 2). Em relação ao número de espécies, considerando ambos os rios, durante os períodos anteriores à criação do parque, foram registradas 84 espécies; após a criação foram registradas 117 espécies.

As médias referentes ao número de espécies apresentaram uma tendência semelhante em ambos os rios, provavelmente resultado de fatores regionais (como as cheias) ou até mesmo continentais (como o El Niño e La Niña). Apesar do aumento da riqueza, possivelmente pelo avanço na sistemática, notou-se pequenas alterações nas tendências nos dois rios considerados, mas com valores superiores no rio Ivinhema no final do período de estudos (Figura 4).

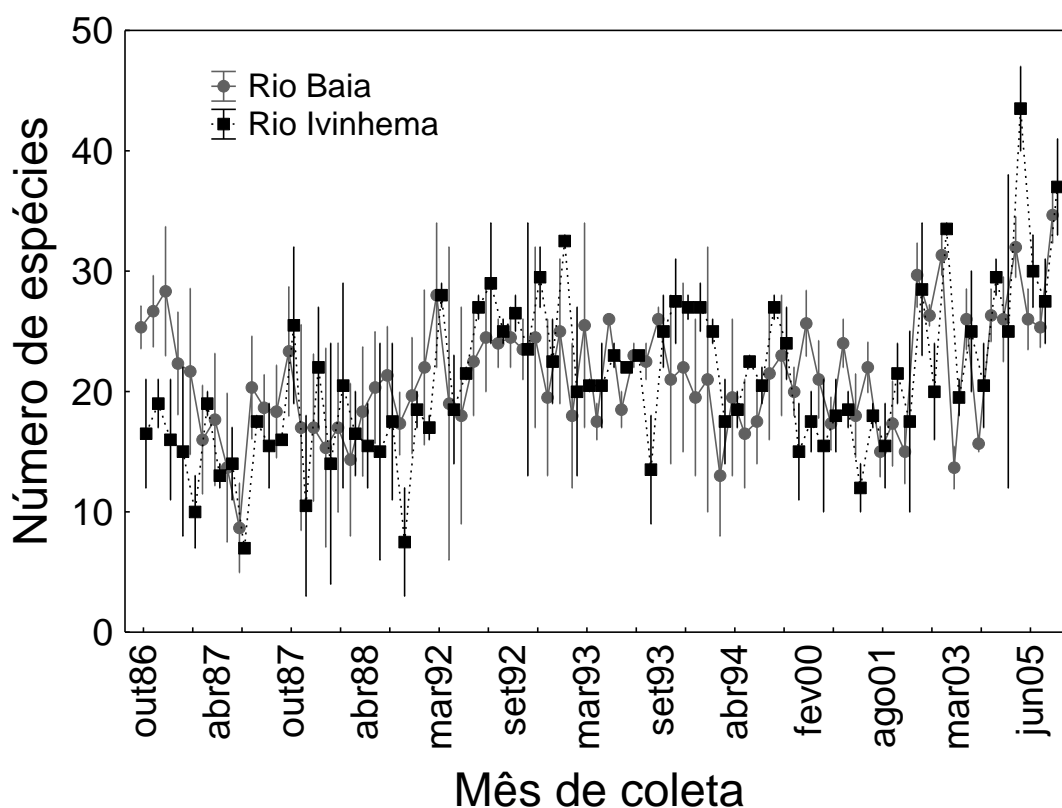


Figura 4. Médias (\pm desvio-padrão) do número de espécies nos rios Ivinhema e Baía para todo o período de estudo.

A ANCOVA foi aplicada e, como esperado, o pressuposto de paralelismo não foi alcançado, já que a interação entre a variável resposta (riqueza de espécies no rio Ivinhema) e a categórica (Períodos) foi significativa ($F = 3,31$; $p = 0,04$). Isso indica, portanto, que cada Período apresenta um modelo (β) diferente. Porém, de maneira geral, houve aumento da riqueza de espécies conforme o avanço temporal, com tendência de igualdade dessa variável entre os dois rios considerados. Isso foi evidente, pois o

Período 1 apresentou a menor inclinação da relação ($\beta = 0,37$), com maiores valores no rio Baía (eixo x). Já o Período 2 apresentou mesmo padrão que o Período 1, porém, com uma tendência de aumento da riqueza no rio Ivinhema ($\beta = 0,67$). Por fim, a reta que representa o Período 3 ficou além da bissetriz ($\beta = 1,02$), o que demonstra que os rios tornaram-se mais similares em relação às médias de riqueza de espécies e que foi corroborada a tendência da eficiência do parque para o rio Ivinhema (Figura 5). Cabe ressaltar que, no Período 3, foram registrados os maiores valores da riqueza de espécies para o rio Ivinhema e Baía, o que parece demonstrar, portanto, que a criação do Parque foi efetiva e apresentou incrementos nessa variável para a região.

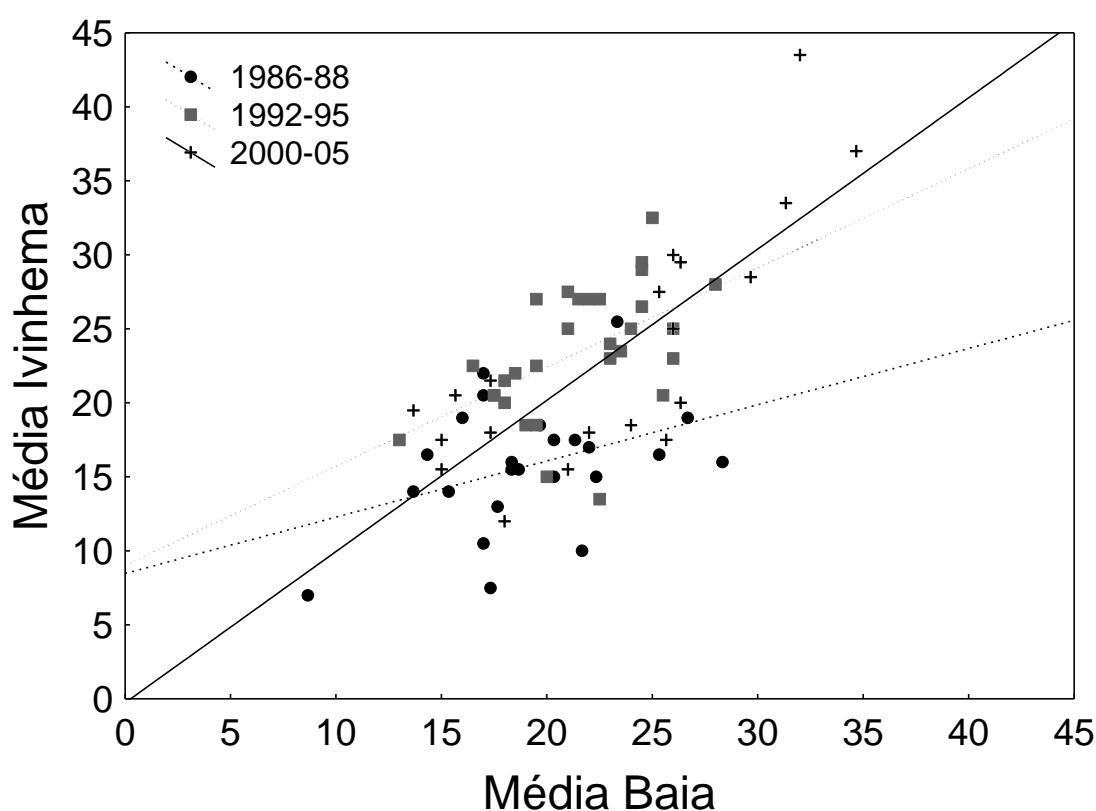


Figura 5. Regressão linear entre os valores da riqueza de espécies (por amostra) dos rios Ivinhema e Baía. Retas representam o Período 1 (1986-88), Período 2 (1992-95) e Período 3 (2000-05). Efeito positivo do Parque levou a inclinações maiores que 1 e maiores valores da riqueza de espécies em ambos os rios.

3.3 Variação na abundância das espécies migradoras

Ao longo dos três períodos de estudos, foram registradas 18 espécies migradoras no rio Ivinhema (*Brycon orbignyianus*, *Colossoma macropomum*, *Hemisorubim platyrhynchos*, *Leporinus elongatus*, *Leporinus obtusidens*, *Piaractus mesopotamicus*,

Pimelodus maculatus, *Pimelodus ornatus*, *Pinirampus pirinampus*, *Prochilodus lineatus*, *Pseudoplatystoma corruscans*, *Pterodoras granulosus*, *Rhinelepis aspera*, *Raphiodon vulpinus*, *Salminus brasiliensis*, *Salminus hilarii*, *Sorubim lima* e *Zungaro zungaro*). Já no rio Baía, estas totalizaram 16 espécies (como as espécies do rio Ivinhema, exceto *Colossoma macropomum* e *Zungaro zungaro*). A proporção de espécies migradoras durante todo o período de estudo apresentou declínio na escala temporal para ambos os rios (Figura 6). Apesar dos baixos valores das medianas, no Período 3 (2000 a 2005) a proporção de espécies migradoras foi superior no rio Ivinhema.

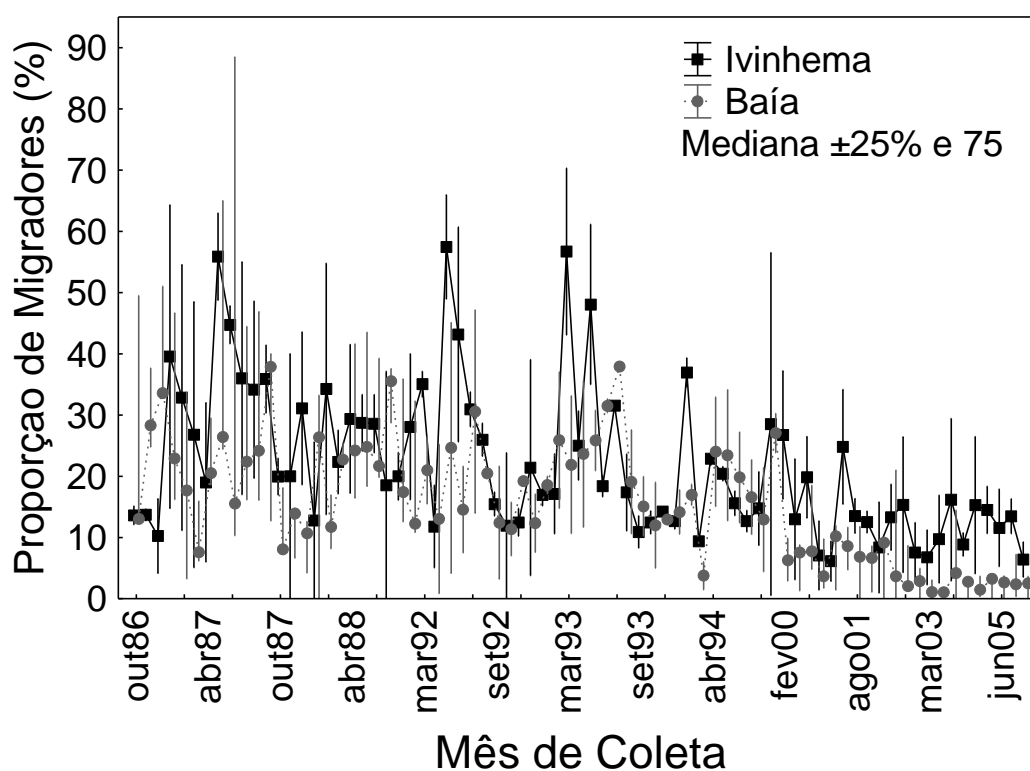


Figura 6. Valores mensais da mediana (\pm percentis 25% e 75%) das proporções de espécies migradoras dos rios Ivinhema e Baía, para todo o período de estudo.

A ANOVA não-paramétrica (Kruskal-Wallis) identificou que o Período 3 apresentou os menores valores das medianas entre todos os períodos, porém, o único com diferenças significativas na proporção de migradores (dentro do período) entre os rios Ivinhema e Baía ($H = 26,79$; $P < 0,001$) com maior valor da mediana para o rio Ivinhema. Deve-se ressaltar que para os demais períodos as medianas foram muito similares ($H < 1,10$; $P > 0,30$) e apresentaram valores mais altos das medianas (Figura 7). Fica evidente, também, que esta métrica sugeriu eficácia da criação do PEVRI, mas a redução na proporção dessas espécies temporalmente em ambos os subsistemas indicou

que algum fator fundamental não foi suficiente para que as migradoras completassem o ciclo de vida e, infere-se assim, que esse fator seria a falta de cheias. Embora ambos os rios tenham sido afetados pela regulação de nível, esse efeito se mostrou mais severo no rio Baía, pois pode ser consequência do rio Ivinhema ser localizado em área de conservação.

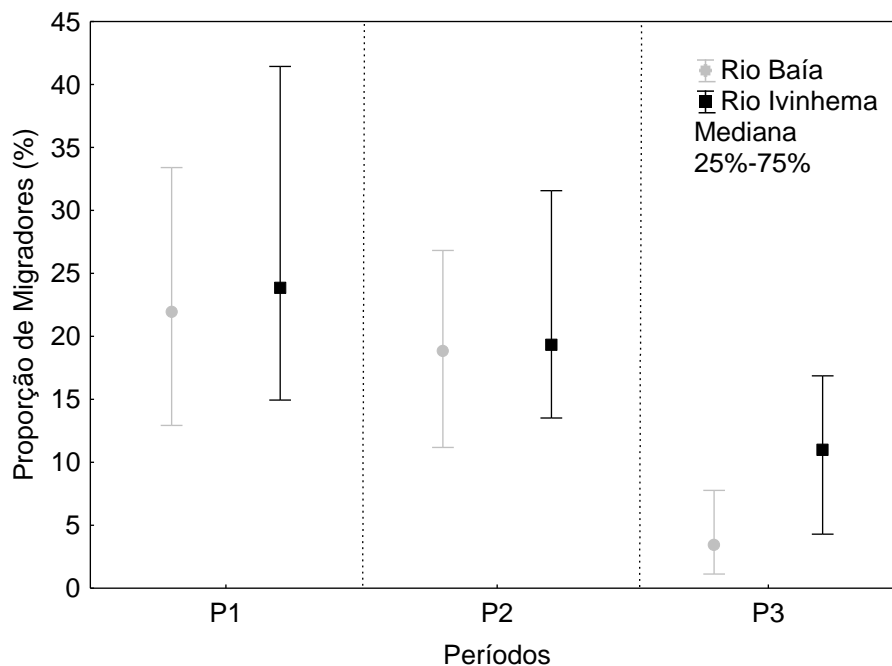


Figura 7. Proporção de espécies migradoras (Mediana \pm percentis 25% e 75%) do subsistema Ivinhema e subsistema Baía divididos pelos três períodos analisados.

3.4 Similaridade na composição da ictiofauna

As variações temporais na similaridade entre as amostras obtidas no rio Ivinhema e Baía não foram intensas entre os meses amostrados. De maneira geral, as similaridades foram semelhantes no Período 1, com ligeiro aumento em todos os meses do Período 2 e, uma tendência de queda e aumento no final do Período 3 (Figura 8). É importante ressaltar que, durante parte do Período 3, houve diminuição dos níveis do rio Paraná e de outros rios do Brasil (Época do Apagão), devido à escassez de chuvas.

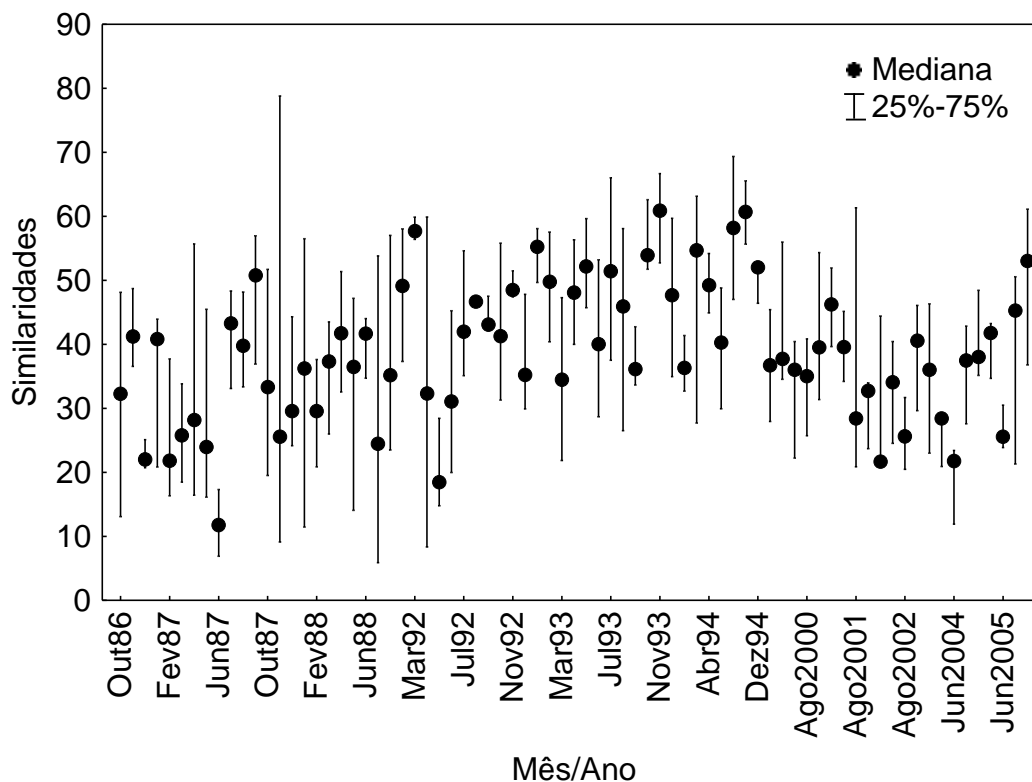


Figura 8. Similaridades (Mediana \pm percentis 25% e 75%) entre as estações de coletas do rio Ivinhema (área do Parque) e do rio Baía (Sentinela).

A ANOVA não-paramétrica de Kruskal-Wallis foi significativa ($H = 38,24$; $P < 0,001$) e o teste a posteriori correspondente diferenciou o Período 2, com maiores valores da mediana ($P < 0,05$; Figura 9) em relação aos períodos 1 e 3. O período 2 foi influenciado pelo grande período de cheia no início do período, proporcionando uma provável facilitação para a dispersão da fauna pela planície, homogeneizando-a no sentido biológico. Contudo, após a criação do Parque, mesmo com valores da similaridade semelhantes aos do Período 1, nota-se uma queda substancial do valor da similaridade entre os períodos 2 e 3, permitindo inferir que os ambientes apresentaram tendências a distinção, sendo que pode ter existido benefício ao rio Ivinhema.

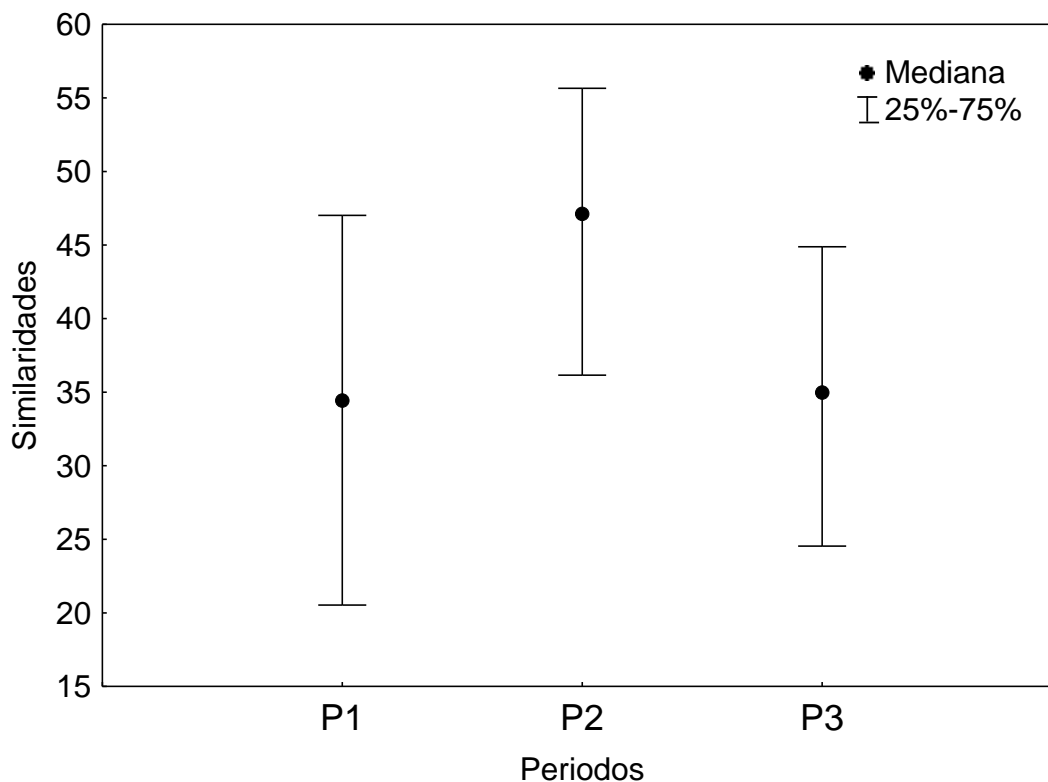


Figura 9. Médias das similaridades (Mediana \pm percentis 25% e 75%) entre as estações de coletas do rio Ivinhema (área do Parque) e do rio Baía (Sentinela) por período (P1: 1986-88; P2: 1993-95; P3: 2000-05).

4. DISCUSSÃO

A área onde se localiza o Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, que desde sua criação, foi considerada como um importante refúgio para a fauna terrestre e aquática da região do alto rio Paraná, foi selecionado para a implantação da medida de proteção ambiental, pois, a área é considerada como um dos poucos remanescentes livres para a reprodução e crescimento de peixes migradores da planície original do alto rio Paraná (Baumgartner et al., 1997; Sanches et al., 2006). Assim, as estimativas de impactos antropogênicos ou eventos naturais que exercem papel fundamental no funcionamento da planície merecem atenção e, ainda, avaliações da eficácia dessa medida protetora para a fauna aquática se mostram de extrema relevância para o acompanhamento da manutenção da fauna regional.

O rio Ivinhema, na região interna ao parque, apresentou variações parcialmente cíclicas de cheias durante o estudo, ainda que em 2001 demonstrou relação inversa aos níveis do rio Baía, que decorrente do armazenamento de água em reservatórios

encontrados a montante desse rio e chuvas escassas na região resultou em baixos níveis e poucos dias de cheia por ano. Contudo, o rio Baía ainda apresentou anos com menores níveis a partir de 2000, devido à influência mais severa da barragem de Porto Primavera instalada imediatamente a montante. Em relação a essa influência das barragens, é válido ressaltar que com o passar do tempo, o canal principal do rio Paraná tem sido escavado, havendo necessidade de níveis mais altos para elevar os níveis dos rios à jusante, como do rio Baía e do Ivinhema, mesmo porque a região do parque é uma das primeiras a ser inundada com as cheias do rio Paraná (para mais detalhes ver Souza Filho, 2009). Portanto, mesmo com a ação das funções de força que garantem grande influência para a fauna regional do alto rio Paraná, é necessário buscar avaliar isoladamente o efeito de ações conservacionistas, através de atributos e características das assembleias a fim de preservar esses ambientes (criadouros naturais), onde as cheias atuam de forma imprescindível para a ictiofauna, podendo uma medida de conservação auxiliar na eficiência da manutenção da fauna regional.

Deve-se ressaltar que o conjunto de dados analisados apresentou grande quantidade de informações, porém, temporalmente descontínuas e, por vezes, não padronizadas em relação ao número de estações de amostragem devido aos diferentes projetos dos quais a base de dados foi extraída (uma estação de amostragem no rio Baía em 1992-95 – Período 2). Outro ponto importante encontrado em relação aos dados de longa duração foi a contagem numérica de espécies que aumentou consideravelmente no Período 3 em relação ao Período 1 e Período 2, consequência de um viés nos resultados de riqueza de espécies, provavelmente devido ao avanço do conhecimento sistemático (taxonomia) ou seja, descrição de novas espécies de peixes na região e introdução de outras, inclusive a partir do reservatório de Itaipu que inundou Sete Quedas, onde era o limite entre duas províncias ictiofaunísticas (Julio Jr., et al., 2009).

A análise de regressão linear apontou que durante o decorrer do estudo, os rios apresentaram relação cada vez maior entre as riquezas por amostra, permitindo concluir que o subsistema alvo se tornou cada vez mais semelhante ao sentinela, com elevado número de espécies em ambos. Dessa maneira, pode-se inferir que i) a criação do parque apresentou eficácia como era esperado, ou seja, os ambientes apresentaram tendência ao aumento dos valores de β , direcionando a distinção dos ambientes com valores cada vez maior para o rio Ivinhema e ii) a criação foi tão benéfica que levou a aumento no número de espécies da região como um todo (ver Figura 4). Então o que se

pode deduzir é que houve efeito predominante do regime hidrológico, já que este fator influenciou em ambos os rios e que em 1992 (Período 2) foi registrado 280 dias com níveis considerados de cheia intensa (dispersão das espécies em toda a planície, sendo este, possivelmente, o fator homogeneizador descrito em Thomaz et al. (2007)). Enquanto que no Período 3 foi considerado como de ausência de cheias proeminentes.

Este fator, aparentemente, também afetou a variável similaridade (que indexou variações na estrutura da assembleia de peixes) entre as amostras dos rios Ivinhema e Baía. Essa variável apresentou maiores valores no Período 2, resultado das cheias que facilitou a distribuição da ictiofauna, e repercutiu, aparentemente, na homogeneização biótica (mistura) das assembleias. Houve queda significativa no valor de similaridade do Período 3, possivelmente devido a um forte efeito de um período de estiagem no ano de 2000/2001, que também contribuiu para concluir, de certo modo, a não eficácia integral da criação do parque, já que os ciclos hidrológicos se mostram como principal fator influenciador da ictiofauna (Gomes e Agostinho, 1997; Agostinho et al., 2000, 2004; Fernandes et al., 2009). Para a confirmação integral da hipótese inicial, o Período 3 teria que apresentar junto as outras métricas, um valor menor de similaridade, resultado não constatado.

A análise da proporção da abundância de espécies migradoras mostrou que o período após a criação do Parque e da usina hidrelétrica foi o mais restritivo para essas espécies, que são de grande importância para a população ribeirinha regional, devido ao alto valor comercial. Além disso, elas têm caráter indicador de ambientes íntegros (no caso do alto rio Paraná), já que é necessário um ambiente heterogêneo e estruturado, onde encontram suprimento alimentar e abrigo para formas jovens. Assim, esses resultados podem ser um indicativo do potencial de conservação do Parque, uma vez que a queda na proporção de indivíduos de espécies migradoras foi menos acentuada no rio Ivinhema. Porém, como a medida de conservação tem esse grupo de espécies como principal objetivo, a criação do parque *per se* parece não trazer benefícios para ele, tanto quanto era esperado. É importante salientar, como já mencionado, que após a formação do reservatório de Porto Primavera, as primeiras áreas a serem inundadas são as do rio Ivinhema (Souza Filho, 2009), que podem ter contribuído para a menor queda na proporção de espécies migradoras nesse rio. Dessa forma, a manutenção dos ciclos hidrológicos na região é de fundamental importância.

Na literatura, encontram-se evidências de que a criação do Parque Estadual das Várzeas do rio Ivinhema tem potencial para a conservação da diversidade regional devido ao número elevado de larvas de peixes de espécies migradoras de longa distância no rio Ivinhema, classificando-o como área de criadouros naturais (Nakatani et al., 1997; Sanches et al., 2006). Considerando esta possibilidade, a preservação de remanescentes de planícies de inundação, a exemplo do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, é essencial não apenas para a manutenção da diversidade de peixes, mas também para o nível de produção de estoques pesqueiros (Gomes e Agostinho, 1997; Gomes e Miranda, 2001; Agostinho et al., 2004). Então, apesar de os indicativos da eficácia do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema serem limitados, a medida tem potencial para proteger as espécies de peixes, desde que mantida a principal função de força para a dinâmica do sistema: as cheias

5. CONCLUSÃO

A planície de inundação do alto rio Paraná apresenta elevada diversidade biológica e este remanescente de várzea tem importância fundamental na manutenção de populações viáveis de espécies de peixes, especialmente aquelas de grande porte que realizam extensas migrações reprodutivas, assim como na manutenção do nível de produção de estoques de pescado. Essas espécies necessitam de diversos compartimentos do sistema para os diferentes estágios de vida, o que torna as ações de proteção mais complexas e demandam iniciativas que interferem na estrutura do sistema como um todo, porém não devem ser consideradas como ação única para a mitigação dos impactos relativos a ictiofauna regional.

Devido à dinâmica dos ecossistemas, deve ser considerado que a diversidade biológica não representa um padrão estático no tempo e espaço, já que são regidas por alterações naturais e também sofrem alterações antropogênicas em um ritmo acelerado e, assim, o planejamento de conservação deve lidar com tais mudanças (Pressey et al., 2007), sendo necessárias dados em ampla escala temporal para identificá-las, como os utilizados nesse estudo. Além disso, alguns problemas inerentes, aqui encontrados, devem ser relatados, como as alterações taxonômicas (maior número de espécies ao longo do tempo), a alteração do regime hidrológico por ação antropogênica e, por fim, a

introdução de espécies não-nativas. Tais empecilhos, atualmente, podem ser extrapolados para toda e qualquer bacia hidrográfica do planeta.

Além disso, o parque foi criado para a proteção de ambientes críticos e sustentação do recrutamento da fauna de peixes migradores de longa distância, que são a base da pesca comercial da região do alto rio Paraná. Porém, apenas a criação do parque que consiste, a princípio, em uma medida de proteção do ecossistema terrestre, não deve ser a única medida a ser tomada para a manutenção da fauna aquática, já que esta depende de outras funções de força, como as variações no regime hidrológico, que fornece estímulos para a migração e reprodução dessas espécies.

Por fim, podemos concluir que os resultados refutam a hipótese de que a medida de proteção, e apenas esse tipo de medida, contribuiu para a conservação da ictiofauna do subsistema rio Ivinhema e para a manutenção de espécies migradoras que se encontram nessa região. Portanto, não compõe ação única mitigadora para recomposição da ictiofauna regional, explicado, em grande parte, pela necessidade de ambientes críticos para a reprodução e desenvolvimento das espécies, além de estímulos internos ao ambiente aquático.

REFERÊNCIAS

- Abell, R., Allan, J. D., Lehner, B. 2007. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biological Conservation* **134**: 48 – 63.
- Agostinho, A. A., Júlio Jr., H. F., Torloni, C. E. 2000. Impactos causados pela introdução e transferência de espécies aquáticas: uma síntese. *Anais VIII Simpósio Brasileiro de Aqüicultura*, Piracicaba - SP, 59 – 75.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Suzuki, H. I., Júlio Jr., H. F. 2003. Migratory fish from the upper Parana River basin, Brazil. Em: Carolsfeld, J., Harvey, B., Ross, C., Baer, A., Ross, C. (Eds.). *Migratory Fishes of South America: Biology, social Importance and Conservation Status*. World Fisheries Trust, the World Bank and the International Development Research Centre, Victoria, 19 - 99.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Veríssimo S., Okada, E. K. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **14**: 11 – 19.
- Agostinho, A. A., Thomaz, S. M., Gomes, L. C. 2005. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. *Conservation Biology* **19**(3): 646 - 652.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Pelicice, F. M., Souza Filho. E. E., Tomanik, E. A. 2008a. Application of the ecohydrological concept for sustainable development of tropical floodplains: the case of the upper Paraná River basin. *Ecohydrology and Hydrobiology* **8**(2-4): 205 - 223.
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., Gomes, L. C. 2008b. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* **68**: 1119 - 1132.
- Anderson, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* **26**: 32 – 46.
- Anderson, M. J., Gorley, R. N., Clarke, K. R. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E: Plymouth, UK.

Barletta, M., Jaureguizar, A. J., Baigun, C., Fontoura, N. F., Agostinho, A. A., Almeida-Val, V. M. F., Val, A. L., Torres, R. A., Jimenes-Segura, L. F., Giarrizzo, T., Fabré, N. N., Batista, V. S., Lasso, C., Taphorn, D. C., Costa, M. F., Chaves, P. T., Vieira, J. P., Corrêa, M. F. M. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology* **76**: 2118 – 2176.

Baumgartner, G., Nakatani, K., Cavicchioli, M., Baumgartner, M. S. T. 1997. Some aspects of the ecology of fish larvae in the floodplain of the high Paraná river, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* **14**(3): 551 - 563.

Bray, J. R., Curtis, J. T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* **27**: 325 - 349.

Clarke, K. R., Warwick, R. M. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.

Cowx, I. G. 2002. Analysis of threats to freshwater fish conservation: past and present challenges. In *Conservation of Freshwater Fish: Options of the Future*, Collares-Pereira M. J., Cowx, I. G., Coelho, M. M. (Eds). Fishing News Books, Blackwell: Oxford 201 – 220.

Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, M. L. J. and Sullivan, C. A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* **81**: 163 – 182.

Fernandes, R., Agostinho, A. A., Ferreira, E. A., Pavanelli, C. S., Suzuki, H. I., Lima, D. P., Gomes, L. C. 2009. Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology, São Carlos* **69** (2).

Gomes, L. C. e Agostinho, A. A. 1997. Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steindachner, in Upper Paraná River, Brazil. *Fisheries. Management and Ecology* **4**(4): 263 - 274.

- Gomes, L. C. e Miranda, L. E. 2001. Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the Upper Paraná River Basin. *Regulated Rivers: Research and Management* **17**(1): 67 - 76.
- Gopal, B., Junk, W. J., Davis, J. A. 2000. (Eds) *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden.
- Jenkins, M. 2003. Prospects for biodiversity. *Science* **302**: 1175 – 1177
- Julio Jr., H. F., Dei Tós, C., Agostinho, A. A., Pavanelli, C. S. 2009. A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper rio Paraná basin. *Neotropical Ichthyology* **7**(4): 709 - 718.
- Junk, W. J., Bayley, P. B., Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* **106**: 110-127.
- Junk, W. J. 2002. Long-term environmental trends and the future of tropical wetlands. *Environmental Conservation* **29**: 414-435.
- Magalhães, M. F., Ramalho, C. E., Collares-Pereira, M. J. 2008. Assessing biotic integrity in a Mediterranean watershed: development and evaluation of a fish-based index. *Fisheries Management and Ecology* **15**: 273 – 289.
- Nakatani, K., Baumgartner, G., Cavicchioli, M. 1997. Ecologia de ovos e larvas de peixes. In: Vazzoler, A. E. A. M., Agostinho, A. A., Hahn, N. S. (Eds.) *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. EDUEM, Maringá.
- Olden, J. D., Kennard, M. J., Pusey, B. J. 2008. Species invasions and the changing biogeography of Australian freshwater fishes. *Global Ecology and Biogeography* **17**: 25 – 37.
- Pressey, R. L., Cabeza, M., Watts, M. E., Cowling, R. M., Wilson, K. A. 2007. Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology and Evolution* **22**: 583–592.

Revenga, C., Campbell, I., Abell, R., De Villiers, P., Bryer, M. 2005. Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* **360**: 397 – 413.

Reynolds, J. D., Mace, G. M., Redford, K. H., Robinson, J. G., (Eds). 2001. *Conservation of Exploited Species*. Cambridge (United Kingdom): Cambridge University.

Sanches, P. V., Nakatani, K., Bialecki, A., Baumgartner, G., Gomes, L. C., Luiz, E. A. 2006. Flow regulation by dams affecting ichthyoplankton: the case of the Porto Primavera Dam, Paraná River, Brazil. *River Research and Applications* **22**(5): 555–565.

Souza Filho, E. E. 2009. Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* **69**(2): 707 - 716.

Suzuki, H. I., Pelicice, F. M., Luiz, E. A., Latini, J. D. e Agostinho, A. A. 2002. Estratégias reprodutivas da assembléia de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná. Em: *Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD*. (Org.). A planície alagável do rio Paraná: estrutura e processos ambientais. Maringá: PELD, Relatório anual. Available from: <<http://www.peld.uem.br>>

Thomaz, S. M., Bini, L. M., Bozelli, R. L. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* **579**: 1 - 13.