

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

KARINA FERREIRA

**Alteração dos níveis fluviométricos a jusante de barragens:** influência da inversão de fluxo sobre a assembleia de peixes em tributários da planície de inundação do alto rio Paraná

Maringá  
2015

KARINA FERREIRA

**Alteração dos níveis fluviométricos a jusante de barragens: influência da inversão de fluxo sobre a assembleia de peixes em tributários da planície de inundação do alto rio Paraná**

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  
2015

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

F383a Ferreira, Karina, 1989-  
Alteração dos níveis fluviométricos a jusante de barragens : influência da inversão de fluxo sobre a assembleia de peixes em tributários da planície de inundação do alto rio Paraná / Karina Ferreira. -- Maringá, 2015.  
44 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--  
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2015.  
Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes.

1. Ecologia de reservatórios - Impactos ambientais - Alteração de fluxo – Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -577.631727209816  
NBR/CIP - 12899 AACR/2

KARINA FERREIRA

**Alteração dos níveis fluviométricos a jusante de barragens:** influência da inversão de fluxo sobre a assembleia de peixes em tributários da planície de inundação do alto rio Paraná

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 Antônio Agostinho  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof. Dr. Pitágoras Augusto Piana  
Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste), Toledo-PR

Aprovada em: 27 de Fevereiro de 2015.

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

Dedico aos meus pais, às minhas irmãs e ao meu noivo pelo apoio, incentivo e carinho incondicional.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus pela proteção e força para seguir em frente.

Aos meus pais por me apoiarem e lutarem para que eu pudesse chegar até aqui.

As minhas irmãs, Jacqueline e Jane, e família pelo apoio e incentivo.

Ao Sid pelo apoio, compreensão e paciência.

Ao meu orientador Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes por ter me aceito como aluna, por ter acreditado em mim, pela perfeita orientação, pela compreensão, pelo apoio e pela imensa paciência em todos os momentos.

Aos membros da banca Prof. Dr. Angelo A. Agostinho e Prof. Dr. Pitágoras A. Piana por aceitarem prontamente o convite para avaliação deste trabalho e pelas valiosas sugestões.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA).

Ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia), e ao PROEX/CAPES pelos recursos disponibilizados para realização deste estudo.

Ao CNPq pela bolsa de estudo.

Ao PROEX/CAPES pela bolsa de estudo.

Aos amigos do Laboratório de Ictiologia pelo incentivo, contribuições nas análises estatísticas e revisão do texto.

A Taíse pelas palavras de incentivo e apoio nas horas de desespero.

A toda a equipe técnica (Tato, Chiquinho, Tuti, Valdecir, Wladi, Gazo, Tião e Alfredo) cujo trabalho tornou possível a realização dessa pesquisa.

A todos que ajudaram na coleta de dados.

Ao pessoal do laboratório da Coleção Ictiológica do Nupélia pela identificação dos peixes.

A Camila pela identificação das larvas.

A todos os meus amigos que mesmo distantes estiveram presentes oferecendo apoio e momentos de descontração.

As amigas da graduação por estarem sempre na torcida.

Aos amigos da turma de mestrado/2012 pelos momentos de estudos, de preocupação e de diversão compartilhados.

A todos os professores que participaram da minha formação.

E a todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para este trabalho.

A tarefa não é tanto ver aquilo que ninguém viu,  
mas pensar o que ninguém pensou sobre aquilo  
que todo mundo vê.

(ARTHUR SCHOPENHAUER)

## **Alteração dos níveis fluviométricos a jusante de barragens: influência da inversão de fluxo sobre a assembleia de peixes em tributários da planície de inundação do alto rio Paraná**

### **RESUMO**

Dentre os impactos impostos por barragens aos trechos da bacia a jusante estão aqueles decorrentes das alterações nas vazões, tanto das naturais, com elevação das mínimas e diminuição das máximas, como as de curto prazo decorrentes da operação da barragem. Os efeitos dessa regulação são particularmente relevantes em planícies de inundação, onde além de afetar a conectividade entre os biótopos, podem levar à inversão de fluxo em trechos relevantes de rios afluentes, como é o caso do rio Baía, no alto rio Paraná. Verificou-se a intensidade e a extensão em que a inversão de fluxo em tributários modificam as variáveis limnológicas, bem como a estrutura das assembleias de peixes associadas às macrófitas aquáticas. A inversão do fluxo se diferenciou do fluxo normal pelos maiores valores de transparência, concentração de oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica. As alterações nessas variáveis não foram, entretanto, significativas para os diferentes trechos analisados no tributário. Não houve diferença significativa na abundância e riqueza de espécies. A equitabilidade diferiu significativamente apenas em relação à posição, com maior valor médio abaixo do canal Curutuba. O comprimento padrão apresentou maior média abaixo do canal Curutuba ou quando o fluxo estava invertido, o que pode ser indicativo de peixes maiores vindos do rio Paraná e da busca por refúgio contra predadores. A estrutura das assembleias de peixes diferiu significativamente em relação à posição dos pontos. Aparentemente, as diferenças não foram acentuadas pelo fato das espécies da área estudada estar expostas a esse impacto há mais de 10 anos e também pela presença de bancos de macrófitas que influenciam positivamente a diversidade de peixes. É evidente a necessidade por estudos mais intensivos sobre os impactos promovidos a jusante de barragens, como resultado da inversão de fluxo, que tem influência marcante nas variáveis limnológicas e na estrutura da assembleia de peixes. Cabe ainda salientar que esse tipo de impacto é muito pouco considerado na literatura, mas pode ser o mecanismo para explicar vários processos, especialmente para a manutenção da diversidade biológica na planície de inundação do alto rio Paraná.

**Palavras-chaves:** Alteração de fluxo. Flutuação de nível. Assembleia de peixes. Macrófitas Aquáticas. Impactos ambientais. Hidrelétricas.

## **Fluviometric levels alteration downstream of dams: influence of reverse flow on the fish assemblage in tributaries of the Upper Paraná River floodplain**

### ***ABSTRACT***

Among the impacts imposed by dams on downstream basin stretches are those resulting from the changes in discharge, both natural, with increase of the minimum and decrease of the maximum, as the short-term resulting from the dam operation. The effects of this regulation are particularly relevant in floodplains, where in addition to affecting the connectivity between biotopes, can lead to reversal of flow in relevant stretches of tributaries, such as the Baía River in Upper Paraná River. It was verified the intensity and the extent to which the reversal of tributary flow modifies the limnological variables as well as the structure of fish assemblages associated with macrophytes. The reverse flow differed from normal flow by higher values of transparency, dissolved oxygen concentration, pH and conductivity. Changes to these variables were not, however, significant for different tributary stretches analyzed. There was no significant difference in the abundance and species richness. The evenness significantly differed only in relation to the position, with higher average value before Curutuba channel. The standard length showed higher average before Curutuba channel or when the flow was reversed, which may be indicative of larger fish from the Paraná River and the search for refuge from predators. The structure of fish assemblages differed significantly from the position of the points. Apparently, the differences were not accentuated by the fact that the species of the studied area is exposed to this impact for over 10 years and also by the presence of macrophyte that positively influence the diversity of fish. It is evident the need for more intensive studies of the impacts promoted by dams downstream, as a result of reverse flow, which has great influence for limnological variables and fish assemblage structure. It must be emphasized that this kind of impact is very little considered in the literature, but may be the mechanism to explain several processes, especially for the maintenance of biological diversity in the Upper Paraná River floodplain.

***Keywords:*** Flow change. Level float. Fish assemblage. Aquatic macrophytes. Environmental impacts. Hydropower.

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Aquatic Sciences*. Disponível em: <<http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/27>>

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	10
<b>2 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	12
2.1 ÁREA DE ESTUDO E SUA HIDROLOGIA .....	12
2.2 AMOSTRAGEM .....	15
2.3 ANÁLISE DE DADOS .....	16
<b>3 RESULTADOS</b> .....	17
3.1 VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS .....	17
3.2 ASSEMBLEIA DE PEIXES .....	19
<b>4 DISCUSSÃO</b> .....	23
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	28
APÊNDICE 1 - Lista de espécies coletadas no rio Baía nos meses de outubro de 2012 a março de 2013 .....	38
APÊNDICE 2 - Distribuição das espécies em relação à posição dos pontos (abaixo e acima) da entrada do canal Curutuba (Ver o Apêndice 1 para mais detalhes sobre o nome das espécies e seus autores) .....	41
APÊNDICE 3 - Distribuição das espécies entre os fluxos (normal: Baía para Paraná e invertido: Paraná para Baía) (Ver o Apêndice 1 para mais detalhes sobre o nome das espécies e seus autores) .....	43

**Alteração dos níveis fluviométricos a jusante de barragens:** influência da inversão de fluxo sobre a assembleia de peixes em tributários da planície de inundação do alto rio Paraná

## 1 INTRODUÇÃO

Nos países em desenvolvimento a energia gerada por usinas hidrelétricas é a principal fonte entre as energias consideradas renováveis (IEO 2004, 2013). No Brasil, ela representa mais de 80% do total da matriz energética nacional (Paiva 1982; Agostinho et al. 2007a), e ainda são esperados aumentos nesses valores a partir de usinas de grande porte que serão construídas nos próximos anos (IEO 2013). Com a crescente demanda por energia, devido ao contínuo crescimento populacional e econômico, e a opção por hidroeletricidade no Brasil, novas bacias hidrográficas serão exploradas (Agostinho et al. 2007a), como é o caso dos empreendimentos previstos para a Amazônia (Castello et al. 2013; Fearnside 2014).

Com o aumento da construção de barragens, também aumentaram os estudos sobre os efeitos destas obras no ambiente (Agostinho et al. 1992; Brandt 2000; Agostinho et al. 2004a; Hoeinghaus et al. 2008; Johnson et al. 2008). A construção de barragens provoca modificações econômicas, sociais e ambientais nas bacias onde estão localizadas, decorrentes, principalmente, das alterações na dinâmica natural do rio e nos recursos pesqueiros (Agostinho et al. 2007a), sendo considerada uma das principais ameaças aos ecossistemas aquáticos (Agostinho et al. 2007b; Hoeinghaus et al. 2009). As barragens alteram a dinâmica hídrica e as características físicas e químicas dos corpos d'água (Agostinho 1992; Zhang et al. 2010), alteram o habitat natural de muitas espécies (Stevaux et al. 2009) e modificam a estrutura biótica das comunidades (Baxter 1977; Gubiani et al. 2010; Mueller et al. 2011), como por exemplo, a composição e a abundância de algas (Bertrand et al. 2001), macro invertebrados bentônicos (Bredenhand and Samways 2009) e peixes (Agostinho et al. 2008). As barragens também promovem impactos no funcionamento do ecossistema, alterando a produtividade e a ciclagem de nutrientes (Agostinho et al. 2008).

Especialmente, os impactos gerados pela barragem podem ocorrer (i) a montante, provocado pelo isolamento de espécies de sua área natural e pela dispersão de outras espécies através do ambiente represado; (ii) no corpo do reservatório, decorrentes de mudanças na hidrodinâmica com reflexos nas características químicas, físicas e biológicas da água; e (iii) a jusante, devido às alterações na vazão e na qualidade da água turbinada (Agostinho et al. 2007a).

Este último tem sido intensamente estudado devido, principalmente, à alteração nos ciclos naturais das cheias (Agostinho et al. 2000, 2004a, 2008). No entanto, os reflexos disso sobre os ambientes conectados ao rio regulado ainda não são bem compreendidos em grandes rios tropicais (Stevaux et al. 2009).

As alterações na vazão da água decorrentes de hidrelétricas podem ocorrer tanto pela modificação nas flutuações naturais e sazonais (longo prazo), quanto pela imposição de pulsos de alta frequência – curto prazo (Souza Filho et al. 2004; Souza Filho 2009). No primeiro caso elas envolvem modificações na época, frequência e intensidade das cheias, sendo seus efeitos bem conhecidos. As modificações na intensidade, com elevações nas vazões mínimas e redução nas máximas, têm, por exemplo, implicações na dinâmica sazonal e conectividade com o rio, resultando em extensas áreas que estarão alagadas durante a seca, enquanto outras áreas não serão alagadas durante a cheia, com redução na área efetiva de várzea (Agostinho et al. 2007a). O mesmo não é possível dizer das alterações em curto prazo, que podem ocorrer com picos diários ou semanais (Thomaz et al. 1997; Souza-Filho 2009) e pouco se sabe sobre seus efeitos. Estas oscilações são observadas principalmente durante a fase de águas baixas (Thomaz et al. 1997) e não são variações naturais, mas sim decorrentes da operação das barragens a montante visando atender picos de demanda (Cushman 1985; Agostinho et al. 2008).

As alterações ambientais causadas pelas grandes barragens não ocorrem apenas localmente, podendo se propagar por muitos quilômetros a jusante (Petts 1984; Ward and Stanford 1995), atingindo outros rios e corpos de água que estão conectados ao rio regulado (Thomaz et al. 2004; Agostinho et al. 2007a; Luz-Agostinho et al. 2009). O incremento na transparência da água e a redução nas concentrações de nutrientes na água, decorrente da retenção desses no corpo do reservatório (Petts 1984; Agostinho et al. 2007a; Gois et al. 2015) devem atuar sinergicamente com as flutuações artificiais na vazão, propagando por quilômetros a jusante e nos trechos inferiores dos tributários, pela inversão do fluxo. Nesse último caso, o baixo nível do tributário e a elevação artificial do nível do rio principal, permite o ingresso da água proveniente do reservatório, elevando a transparência da água e reduzindo a concentração de nutrientes (Roberto et al. 2009), com impacto potencial sobre a biota. A baixa concentração de nutrientes na água pode reduzir a fertilidade das zonas úmidas, pela subtração de nutrientes locais, tornando-as improdutivas por falta de reposição de nutrientes, podendo reduzir a vegetação ciliar e provocar perda de habitat aquático para peixes e outras espécies (Agostinho et al. 1995; WCD 2000; Agostinho et al. 2008).

Já o aumento da transparência da água pode alterar a biota pelo desenvolvimento de macrófitas submersas, favorecimento de espécies de predadores visualmente orientados, e alterações na composição e abundância de várias espécies de peixes (Agostinho et al. 2007a, 2008). É sabido que os ambientes de planície de inundação se constituem em criadouros naturais de muitas espécies de peixes que se utilizam da vegetação e da turbidez da água como refúgio contra predadores visuais (Agostinho et al. 2007a; Shoup and Wahl 2009; Pekcan-Hekim et al. 2010; Ranaker et al. 2012). Além disso, a transparência elevada pode facilitar a proliferação de espécies exóticas, inclusive peixes, como o caso de *Cichla kelberi* Kullander & Ferreira, 2006 e *Geophagus proximus* Castelnau, 1855, que são ciclídeos de orientação visual (Abujanara 2007, Gois et al. 2015).

Quando em elevada transparência, a complexidade do habitat fornecida pelos bancos de macrófitas pode atuar de forma semelhante à turbidez (Figueiredo et al. 2013), podendo exercer efeito sobre as interações ecológicas, reduzindo, por exemplo, a eficiência dos predadores (Crowder and Cooper 1982; Manatunge et al. 2000; Kovalenko et al. 2012). Esses habitats estruturados fornecem refúgio para pequenos peixes, larvas e juvenis, que são os mais suscetíveis à predação (Thomaz and Cunha 2010).

Face a isso, este estudo teve como objetivo verificar a intensidade e a extensão em que a inversão de fluxo em tributários modificam as variáveis limnológicas, bem como a estrutura das assembleias de peixes associadas às macrófitas aquáticas. Desta maneira, as hipóteses deste estudo são de que (i) as variáveis limnológicas e a assembleia de peixes do rio Baía se diferenciam conforme a distância de sua foz no rio principal; e (ii) que, estas mesmas variáveis, são alteradas durante a inversão de fluxo. Assim, espera-se que estas alterações sejam mais evidentes na região mais próxima da foz do rio Baía, que o número de indivíduos (abundância), a riqueza de espécies e a equitabilidade sejam menores e que o comprimento padrão seja maior quando o fluxo do rio Baía estiver invertido. Pelo fato de eventos de inversão de fluxo serem mais evidentes em rios de planície, os resultados esperados com esse trabalho têm maior relevância nas previsões de impactos de represamentos em ambientes desse tipo.

## **2 MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1 ÁREA DE ESTUDO E SUA HIDROLOGIA**

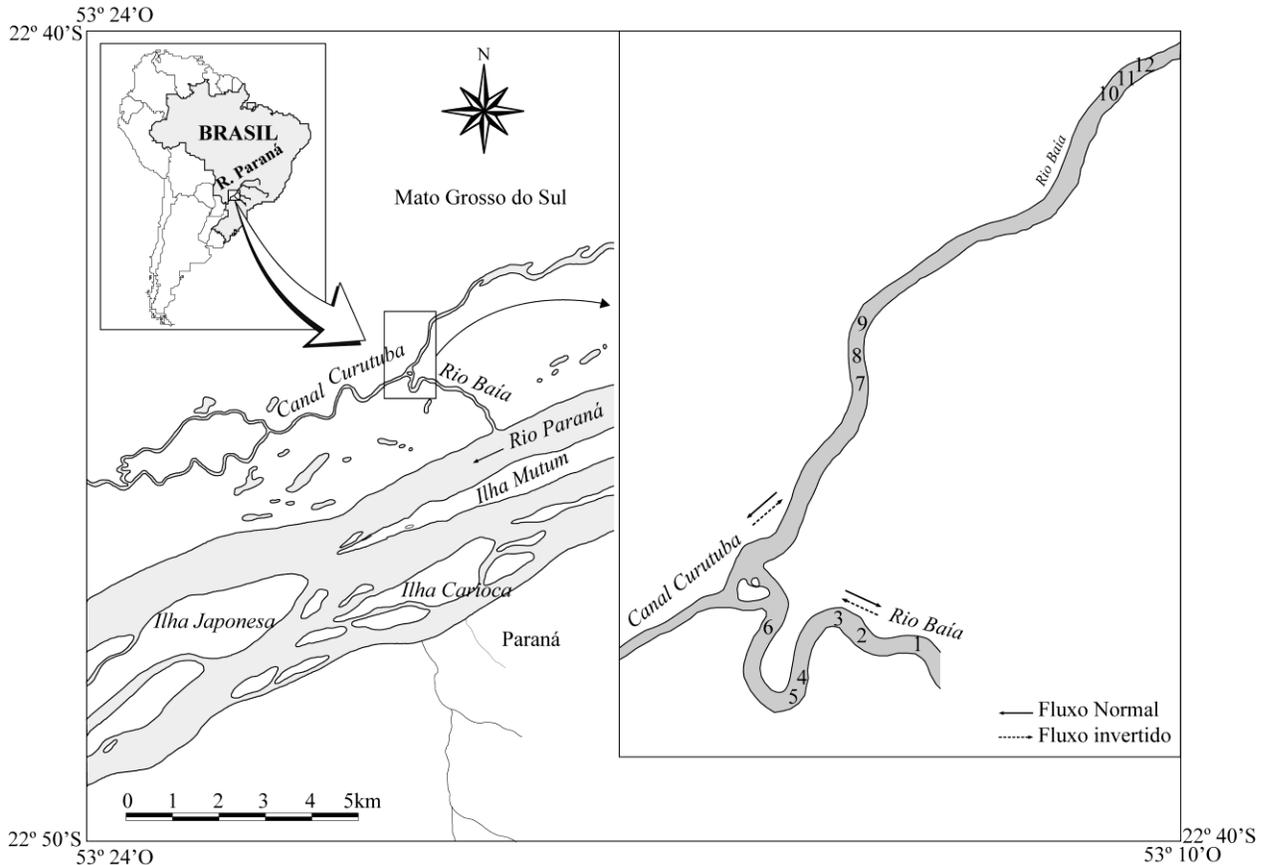
O estudo foi realizado na planície de inundação do alto rio Paraná, localizada a jusante da Usina Hidrelétrica Engenheiro Sérgio Motta (localmente chamada de Porto Primavera) e a montante do reservatório da Usina Hidrelétrica de Itaipu. Nas últimas cinco décadas, o grande número de barragens hidrelétricas construídas no rio Paraná regulou todo o seu curso, sendo a planície estudada, com 230 km de extensão e área de 5.268 km<sup>2</sup>, o último remanescente de várzea relevante desse rio em território brasileiro (Agostinho et al. 2004b). A bacia do rio Paraná comporta cerca da metade da área alagada por reservatórios hidrelétricos no Brasil, fornecendo cerca de 70% da energia hidrelétrica produzida no país (Agostinho et al. 2007a). A operação destas hidrelétricas resulta em um regime de vazão altamente variável, cuja influência pode se estender por muitos quilômetros a jusante (Agostinho et al. 2007a).

O último reservatório construído no canal principal do alto rio Paraná, em 1999, foi o de Porto Primavera que eliminou metade da várzea original e intensificou a regulação da vazão já existente na região da planície a jusante (Roberto et al. 2009), afetando fortemente o regime do rio e as variáveis a ele relacionadas. Dentre os principais impactos de Porto Primavera, no alto rio Paraná, estão o incremento na transparência da água (Thomaz et al. 2004; Stevaux et al. 2009), que triplicou nos anos subsequentes (Roberto et al. 2009), e a alteração no nível da água, que pode variar ao longo do dia, da semana ou da estação do ano (Agostinho et al. 2007a). A oscilação diária do nível da água ocorre devido à operação da barragem no atendimento de picos de demanda de energia elétrica (Stevaux et al. 2009).

A planície de inundação do alto rio Paraná inclui três rios principais (Paraná, Baía e Ivinhema), cada um com grande quantidade de lagos, com conexão permanente ou temporária com os rios, e diversos canais. O rio Paraná apresenta, em sua margem esquerda, velocidade média de 1,4 m s<sup>-1</sup> e profundidade média de 13 m, enquanto na direita essas médias são de 0,9 m s<sup>-1</sup> e 5 m, respectivamente (Rocha 2002). O rio Baía, próximo ao canal Curutuba, possui, em águas baixas, 53 m de largura e profundidade de até 3 m, sob condições de águas altas esses valores mudam para 67 m e 5,3 m respectivamente. Quanto à velocidade da água, as médias são maiores em águas baixas diminuindo durante as cheias (Rocha 2002).

O fluxo normal do rio Baía é realizado em direção ao canal Curutuba e rio Paraná, porém ele pode ser invertido pela entrada das águas do rio Paraná em direção ao canal (Fig. 1) (Souza Filho and Stevaux 1997). A configuração espacial dos rios permite que o rio Baía, paralelo ao rio

Paraná, possa ter inversão de seu fluxo devido à cheia natural (que não ocorreu no período de estudos) ou por influência da operação de barragens no rio Paraná.

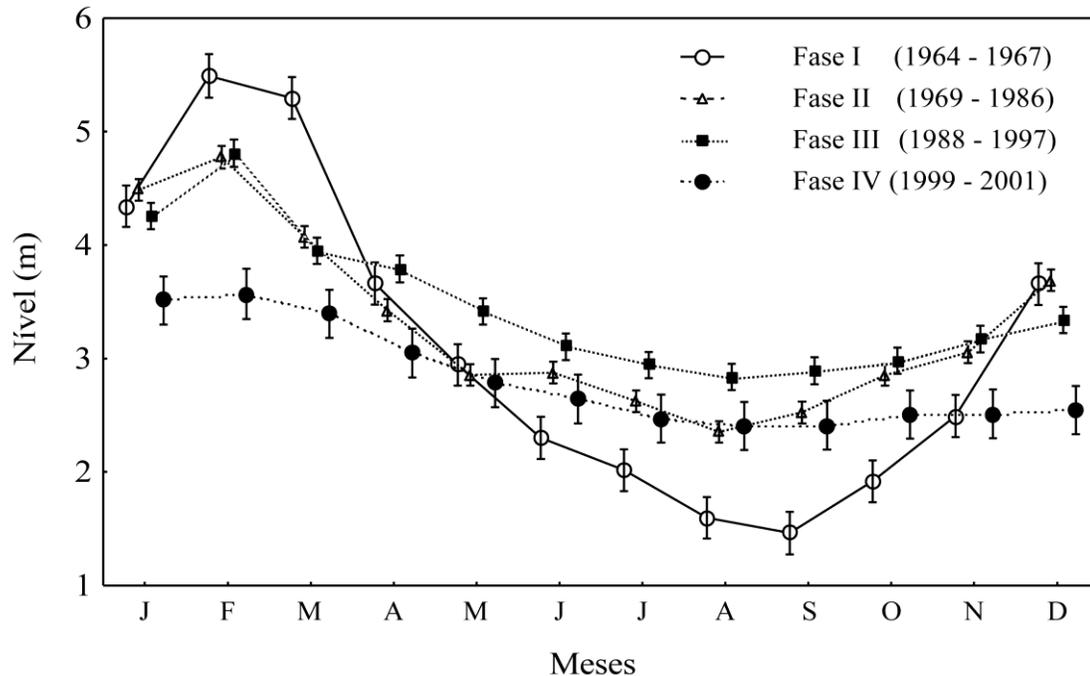


**Fig 1** Área de estudo mostrando os pontos de coleta (1 a 12) e o sentido dos fluxos normal e invertido

A operação da barragem leva a alterações com frequência diária no fluxo de água, devido ao aumento na demanda de energia elétrica em horários de pico de consumo. No rio Paraná, essas variações podem chegar a 120 cm em um dia (Agostinho et al. 2008; Souza Filho 2009; Zanon et al. 2013; Ferreira 2014). Essa regulação se soma àquelas sazonais que decorrem da construção de barragens, que resultam em elevação dos níveis mínimos na seca e diminuição dos níveis máximos no período de cheia (Agostinho et al. 2007b; Gubiani et al. 2007) (Fig. 2).

A influência da inversão de fluxo sobre as assembleias de peixes associadas às macrófitas flutuantes foi avaliada nos 6,0 km inferiores do rio Baía. Esse rio, cuja foz está localizada cerca de

50 km a jusante da barragem da UHE Porto Primavera, conecta-se ao rio Ivinhema por um canal (Canal Curutuba) com 27 km de extensão.



**Fig. 2** Alterações no nível do alto rio Paraná com a construção dos diversos reservatórios. Os pontos são médias mensais e barras representam erro padrão. Cada fase corresponde ao período imediatamente depois da formação de um grande reservatório a montante da área de estudo, exceto a fase I. Fase I: antes do fechamento da barragem de Jupia; Fase II: antes do fechamento da barragem de Rosana; Fase III: antes do fechamento de Porto Primavera; Fase IV: depois de Porto Primavera (Modificado de Agostinho et al. 2007b; Gubiani et al. 2007)

## 2.2 AMOSTRAGEM

As coletas foram realizadas no rio Baía, mensalmente no período de outubro de 2012 a março de 2013. Durante as coletas dos meses de outubro e dezembro, o rio Baía apresentou fluxo invertido em todos os pontos incluídos no estudo, e nos demais meses, fluxo normal. Na região litorânea do rio, foram selecionados 12 pontos de amostragem, contemplando bancos de macrófitas aquáticas flutuantes da espécie *Eichhornia azurea* (Swartz) Kunth, geralmente a mais abundante na área (Milne et al. 2006; Agostinho et al. 2007c). Para efeito de análise, os locais de amostragem foram agrupados em duas regiões, tendo como critério a bifurcação do canal Curutuba, por onde parte das águas do rio Paraná escoam quando o fluxo se inverte. Assim, os pontos de amostragem

foram agrupados em abaixo (1 a 6 – mais próximos da foz do rio Baía) e acima (7 a 12 – mais distantes da foz do rio Baía) desse canal (Fig. 1).

As seguintes variáveis limnológicas foram mensuradas, na superfície da água, em cada um dos 12 pontos de coleta: Transparência da água (m; disco de Secchi), profundidade (m), temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ), pH, condutividade elétrica ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) e velocidade da água ( $\text{m.s}^{-1}$ ).

Os peixes foram coletados, sob esforço padronizado entre pontos e amostras, utilizando-se de peneirão (malha de 0,5 mm e tamanho de  $1,0 \text{ m}^2$ ), posicionados sob a vegetação flutuante, sendo levantado em seguida. As plantas aquáticas foram devolvidas ao rio e os peixes coletados foram anestesiados com uso de eugenol, sacrificados e posteriormente armazenados em sacos plásticos contendo formol. Em laboratório, os peixes foram identificados ao menor nível taxonômico possível de acordo com Graça and Pavanelli (2007), para os adultos, e Nakatani et al. (2001) para as larvas. Os indivíduos também foram contados e medidos. Exemplares dos peixes coletados foram depositados no laboratório da Coleção Ictiológica do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia – UEM: NUP16445 a NUP 16607).

### 2.3 ANÁLISE DE DADOS

A fim de sumarizar os possíveis padrões em relação às variáveis limnológicas, foi realizada uma análise de componentes principais (PCA). O critério de retenção dos eixos para interpretação foi o autovalor do método de aleatorização de Broken-Stick (Jackson 1993) e os cálculos da PCA foram realizados no programa PcOrd 6.0 (McCune and Mefford 2011). Para avaliar se as diferenças foram significativas, os escores dos eixos da PCA foram testados por ANOVA bifatorial (Fator 1 = posição, com dois níveis: abaixo e acima da entrada do Curutuba; Fator 2 = Fluxo, com dois níveis: normal – Baía para o Paraná, e invertido – Paraná para o Baía; e a interação entre eles). No caso de diferenças significativas, as variáveis que mais influenciaram a formação do eixo foram descritas com mais detalhes. Os pressupostos da ANOVA foram testados quanto à normalidade dos dados com o teste de Shapiro-Wilk, e quanto à homocedasticidade, com o teste de Levene (software Statistica 7.0; Statsoft 2007). Os pressupostos das ANOVAs foram atendidos e a transformação dos dados não foi necessária.

Da matriz de abundância das espécies de peixes foi gerada a riqueza de espécies e a equitabilidade da distribuição dos indivíduos (PcOrd 6.0; McCune and Mefford 2011), sempre controlados os fatores de interesse. Para testar possíveis diferenças na abundância, riqueza, equitabilidade e comprimento padrão médio dos indivíduos foram realizadas ANOVAs bifatoriais (fatores: posição – níveis abaixo e acima; e fluxo – normal e invertido; e a interação entre eles). A fim de sumarizar a composição das assembleias de peixes e identificar possíveis padrões de acordo com os fatores de interesse, foi realizado um Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS). Para isso, os dados de abundância foram relativizados pelo número total de peixes coletados na amostra (composição percentual), sendo utilizada a distância de Bray-Curtis como medida de similaridade (*Resemblance*). Para testar as diferenças na composição de espécies em relação aos fatores de interesse (posição, fluxo e a interação entre eles) foi utilizada uma Análise Permutacional de Dispersões Multivariadas (PERMDISP; Anderson 2004) com base nas distâncias das amostras em relação à média de grupo (Anderson 2006). Esta análise determina se a composição de espécies é variável entre os fatores e se a composição de espécies dos níveis de um fator diferem entre si. Esta análise foi testada por um método de Monte Carlo com 9999 aleatorizações. A PERMDISP foi aplicada sobre a mesma matriz de similaridade utilizada na NMDS.

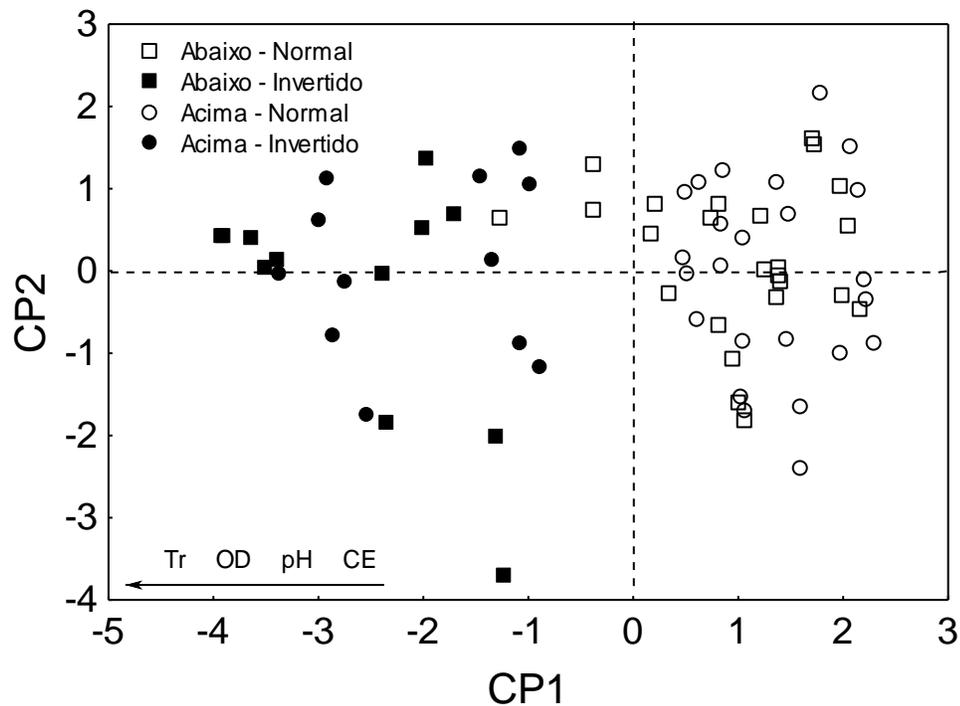
Para identificar as espécies que mais contribuíram para os padrões de dissimilaridade das assembleias (contribuições acima de 10%), foram feitas análises de distribuição de abundâncias, considerando as porcentagens de contribuição de cada espécie em relação ao fator posição (abaixo e acima) e fluxo (normal e invertido), e a interação entre eles (são apresentados os dados apenas do(s) fator(es) para o qual a PERMDISP foi significativa), denominada SIMPER (porcentagens de similaridade baseadas na distância de Bray-Curtis). Essas espécies tiveram as suas abundâncias descritas com mais detalhes. A NMDS, a PERMDISP e o SIMPER foram realizadas no programa PRIMER 6 *add* Permanova<sup>TM</sup> (Clarke and Gorley 2006; Anderson et al. 2008).

### **3 RESULTADOS**

#### **3.1 VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS**

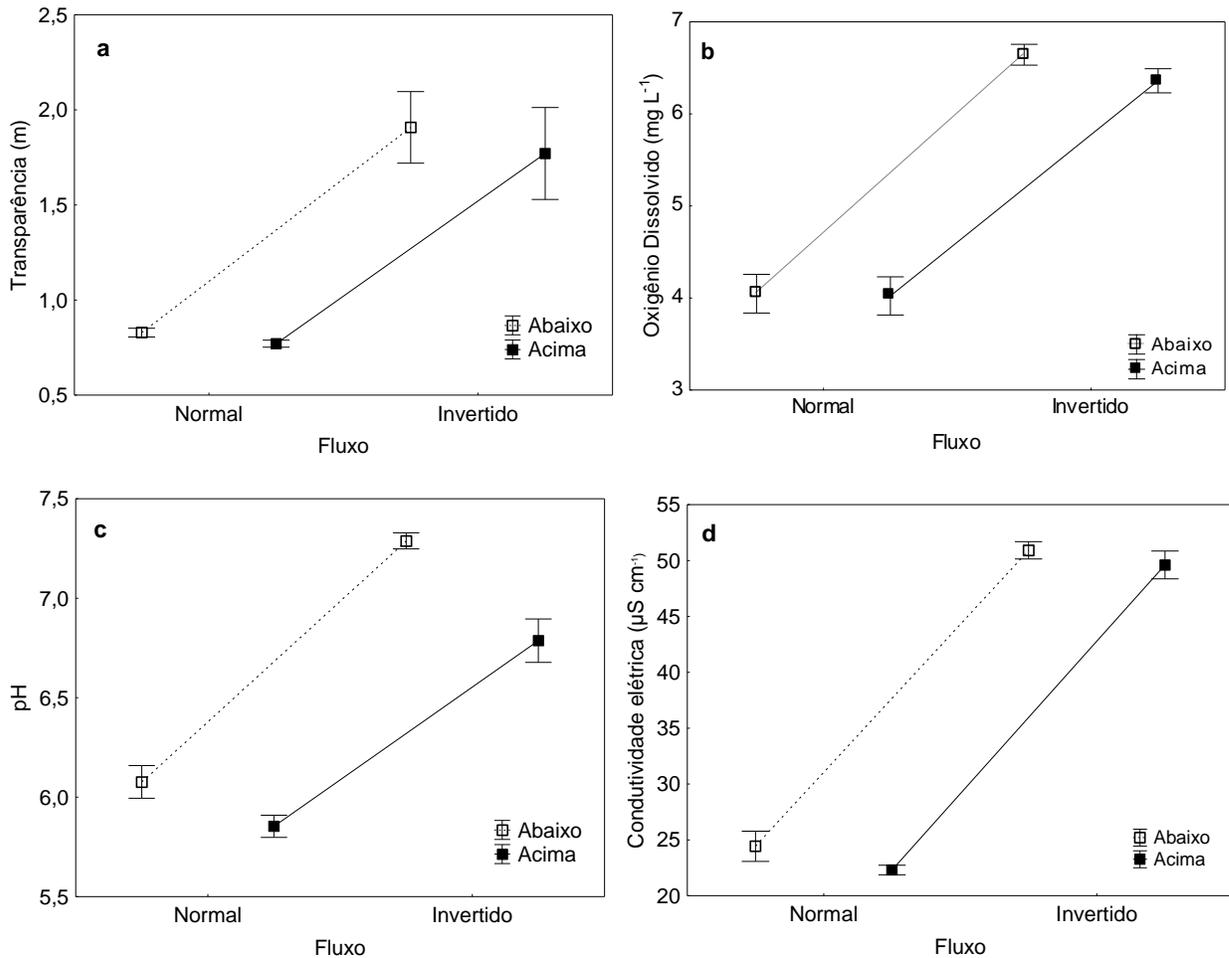
Apenas o primeiro eixo da PCA pôde ser retido para interpretação ( $\lambda_1 = 3,42$ ; Broken-Stick = 2,60). Este eixo representou 48,8% da variabilidade dos dados, sendo influenciado, negativamente, pela transparência da água ( $r = -0,86$ ), oxigênio dissolvido ( $r = -0,91$ ), pH ( $r = -0,90$ ) e condutividade elétrica ( $r = -0,94$ ); porém, não associado a profundidade ( $r = -0,20$ ), temperatura ( $r = 0,30$ ) e velocidade de fluxo ( $r = 0,15$ ).

A separação entre os fluxos ficou evidente ( $F_{(1;68)} = 249$ ;  $P < 0,01$ ), com as amostras do fluxo normal, representado pelos escores mais altos, se posicionando a direita e as do fluxo invertido, representado pelos escores mais baixos, a esquerda da ordenação (Fig. 3). Para a posição dos pontos (abaixo e acima do Canal Curutuba) as diferenças não foram significativas ( $F_{(1;68)} = 2,83$ ;  $P = 0,09$ ), bem como para a interação entre os dois fatores ( $F_{(1;68)} = 0,37$ ;  $P = 0,55$ ).



**Fig. 3** Ordenação resultante dos dois componentes principais (CP1 e CP2) da análise dos componentes principais (PCA) aplicada para sumarizar as variáveis limnológicas em relação aos fatores posição (abaixo e acima) e fluxo (normal e invertido). Setas indicam as variáveis com maiores valores de autovetores, sendo: Tr - transparência do disco de Secchi; OD - oxigênio dissolvido; CE - condutividade elétrica

Todas as variáveis selecionadas pela PCA, transparência da água (Fig. 4a), oxigênio dissolvido (Fig. 4b), pH (Fig. 4c) e condutividade elétrica (Fig. 4d), diferiram entre os fluxos normal e invertido, com maiores valores no último.



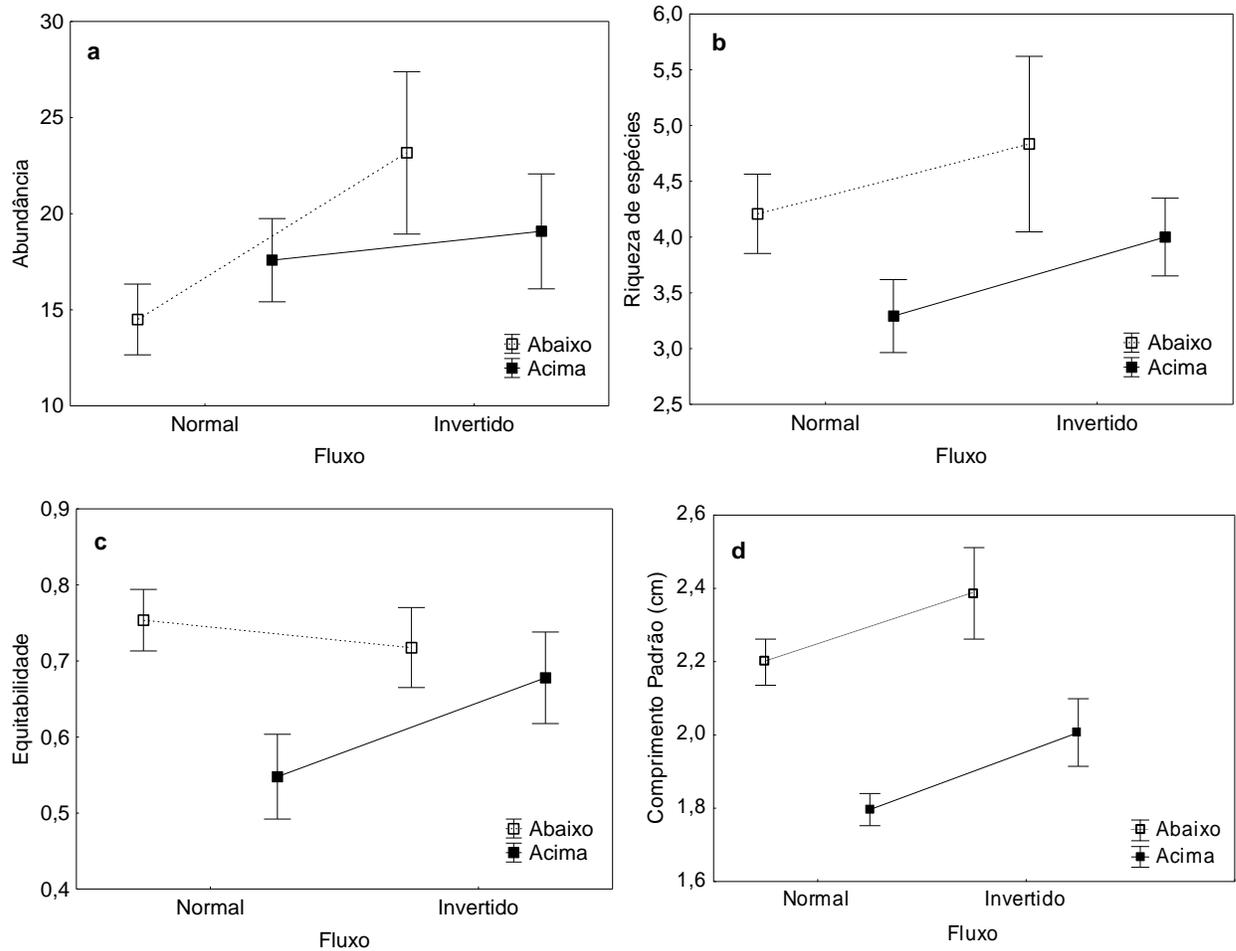
**Fig. 4** Média e erro padrão da transparência do disco de Secchi (a), oxigênio dissolvido (b), pH (c) e condutividade elétrica (d) em relação aos fatores (posição e fluxo)

### 3.2 ASSEMBLEIA DE PEIXES

No total foram amostrados 1.277 indivíduos (larvas, juvenis e adultos) pertencentes a seis ordens, 14 famílias, 28 gêneros e 44 espécies (Apêndice 1), a maioria de pequeno porte. Das espécies coletadas, 27 foram comuns aos dois trechos (abaixo e acima), 10 foram coletadas somente abaixo da entrada do canal Curutuba, sendo a mais abundante *Serrapinnus* sp1., e 8 apenas acima,

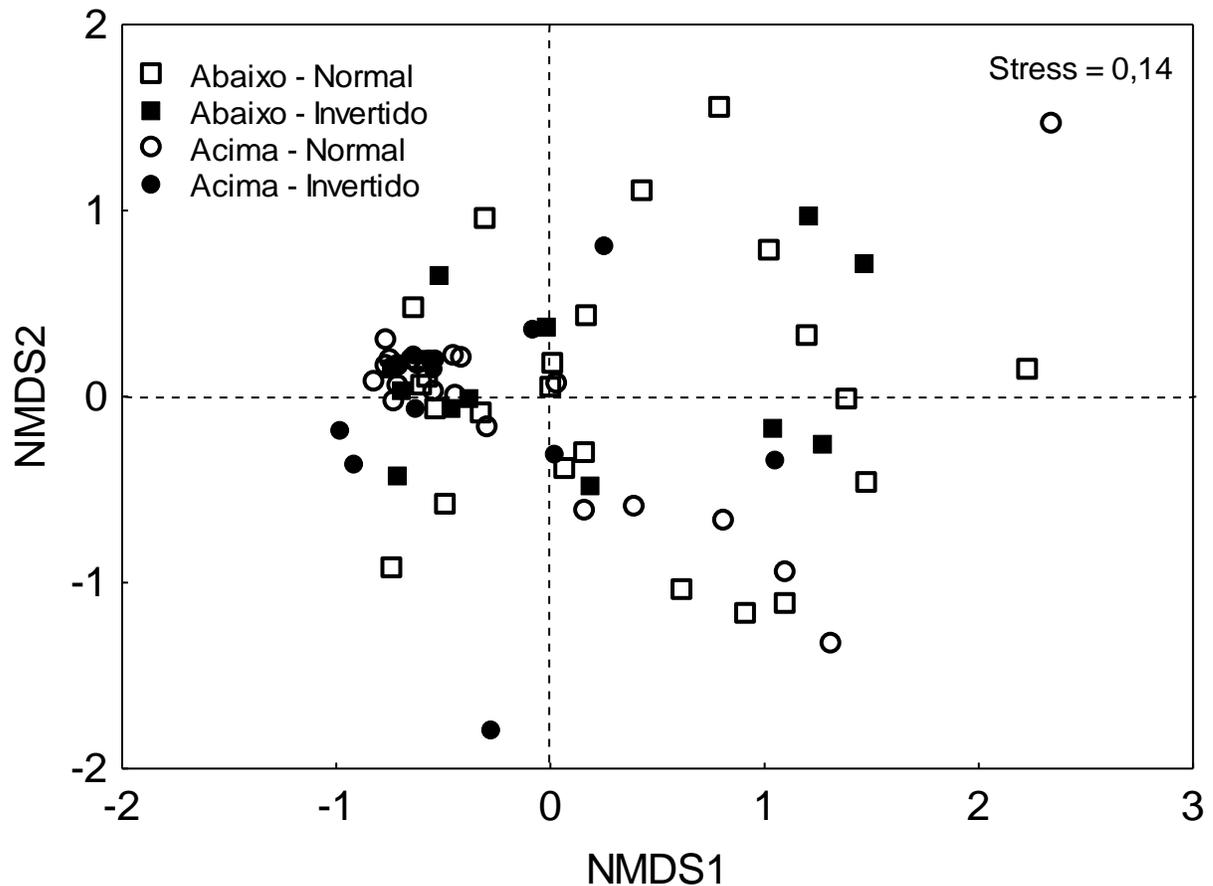
sendo as mais abundantes *Eigenmannia virescens* (Valenciennes, 1836), *Rhamphichthys hahni* (Meinken, 1903) e *Synbranchus marmoratus* Bloch, 1795 (Apêndice 2). Além disso, do total de espécies, 22 foram comuns aos fluxos normal e invertido, 17 foram coletadas apenas em fluxo normal, sendo as mais abundantes *Aphyocharax* sp., *Aphyocharax anisitsi* Eigenmann & Kennedy, 1903, *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000, *Crenicichla* sp., *Hemigrammus* cf. *ora* Zarske, Le Bail & Géry, 2006 e *Hypostomus* sp., e cinco apenas em fluxo invertido, a mais abundante foi *Hoplias* sp. (Apêndice 3). As espécies mais abundantes, no geral, foram *Pamphorichthys* sp., *Aphyocharax dentatus* Eigenmann & Kennedy e *Moenkhausia forestii* Benine, Mariguela & Oliveira, 2009, que representaram 65% da abundância total e foram coletadas em todas as posições e fluxos.

Não houve diferença significativa na abundância (Fig. 5a) e riqueza de espécies (Fig. 5b) entre qualquer dos fatores (posição e fluxo) ou na interação entre eles ( $P > 0,05$ ). A equitabilidade (Fig. 5c) na distribuição de indivíduos diferiu significativamente apenas em relação à posição ( $F_{(1;68)} = 4,73$ ;  $P = 0,03$ ), apresentando maior valor médio abaixo do canal Curutuba. As médias de comprimento padrão (Fig. 5d) apresentaram diferenças significativas entre ambos os fatores, posição ( $F_{(1;1273)} = 23,9$ ;  $P < 0,01$ ) e fluxo ( $F_{(1;1273)} = 6,19$ ;  $P = 0,01$ ), sendo as interações entre eles não significativas ( $F_{(1;1273)} = 0,02$ ;  $P = 0,89$ ). O comprimento padrão apresentou maior média no trecho abaixo do canal Curutuba ou quando o fluxo estava invertido, o que pode ser indicativo de peixes maiores vindos do rio Paraná.



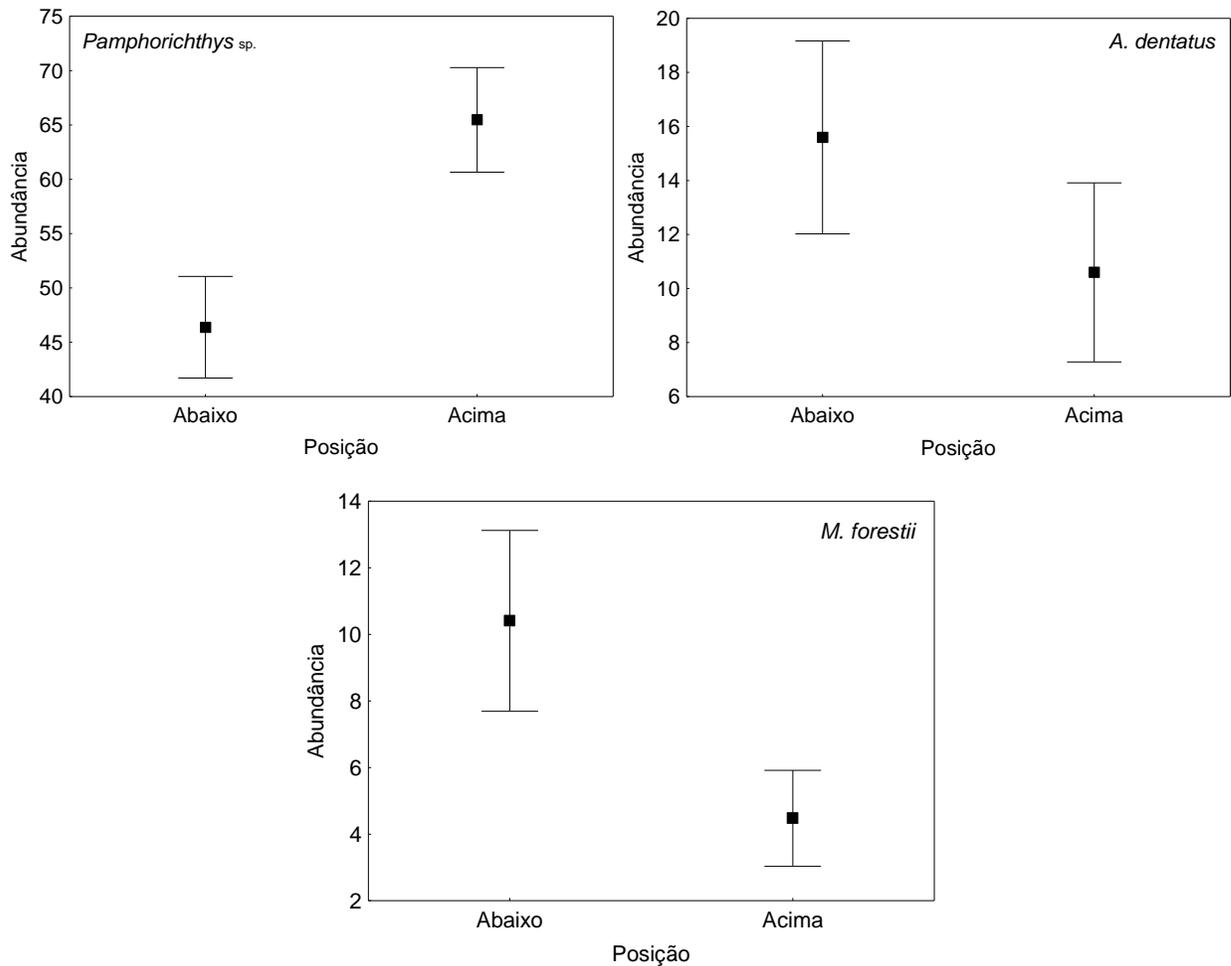
**Fig. 5** Média e erro padrão da abundância (a), riqueza de espécies (b), equitabilidade (c) e comprimento padrão (d) em relação aos fatores (posição e fluxo)

A estrutura da assembleia de peixes associada às macrófitas aquáticas foi diferenciada no rio Baía em relação a posição dos pontos, abaixo e acima do canal Curutuba (PERMDIP:  $F = 6,5$ ;  $P = 0,05$ ), porém os dados não evidenciaram diferenciação em relação ao fluxo ( $F = 0,37$ ;  $P = 0,64$ ) (Fig. 6).



**Fig. 6** Ordenação das amostras resultante da aplicação do escalonamento multidimensional não métrico (NMDS; Eixo 1: NMDS1; Eixo 2: NMDS2) mostrando o efeito dos fatores posição (abaixo e acima) e fluxo (normal e invertido)

Os agrupamentos do fator posição (abaixo e acima do Curutuba; significativo na PERMDISP) diferiram em 56,1%. As espécies que mais contribuíram para essa dissimilaridade, identificadas pelo SIMPER, foram *Pamphorichthys* sp. (32,4%), seguido de *A. dentatus* (17,4%) e *M. forestii* (10,5%). A análise da abundância dessas espécies em relação ao fator posição demonstra que *Pamphorichthys* sp. (Fig. 7a) foi mais abundante acima do Curutuba, enquanto que *A. dentatus* (Fig. 7b) e *M. forestii* (Fig. 7c) foram mais abundantes abaixo do Curutuba. A dissimilaridade média entre os agrupamentos (normal e invertido) do fator fluxo não foi significativa (PERMDISP;  $F = 0,37$ ;  $P = 0,64$ ) e, por isso, não foi avaliada aqui.



**Fig. 7** Média e erro padrão da abundância padronizada (relativizados pelo número total de peixes coletados na amostra) das espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre os níveis (abaixo e acima do Curutuba) do fator posição, identificados pelo SIMPER

#### 4 DISCUSSÃO

A distância da foz do rio Baía foi relevante na diferenciação da equitabilidade da distribuição das espécies de peixes e no comprimento padrão médio dos indivíduos. Porém, não mostrou diferenças em relação às variáveis limnológicas e aos outros atributos das assembleias (abundância e riqueza). A inversão de fluxo, por outro lado, levou a alterações relevantes em algumas das variáveis limnológicas consideradas e no comprimento padrão médio. No entanto, não foi constatada diferença significativa nos atributos das assembleias de peixes associadas às

macrófitas aquáticas (abundância, riqueza e equitabilidade), em parte devido à substituição de espécies. Sendo assim, as hipóteses deste estudo foram parcialmente refutadas.

A não diferenciação das variáveis limnológicas entre os trechos abaixo e acima do canal Curutuba, mostra que, tanto em períodos de fluxo normal como quando ocorre a inversão, os seis quilômetros inferiores do rio Baía apresenta pouca variabilidade nessas variáveis. Ressalta-se, a esse propósito, que a inversão de fluxo foi extensa e alcançou todos os pontos durante as amostragens realizadas sob essa condição. Assim, essa tendência poderia não ser verificada caso a inversão de fluxo fosse menos extensa e a água que ingressasse do rio Paraná tivesse escoado pelo canal Curutuba. Sob condições de fluxo invertido, além do incremento na transparência em relação ao fluxo normal, facilmente observável em avaliações visuais, também foi verificada elevação nos valores médios de pH, concentração de oxigênio dissolvido e condutividade elétrica da água. Isso se deve ao fato de que, durante a inversão de fluxo, as águas do rio Paraná entram no rio Baía e esse rio, então, passa a ser um “braço” do rio Paraná. A elevada transparência, decorrente da inversão de fluxo, pode desempenhar papel fundamental na facilitação de propágulos de espécies exóticas, como já foi observado para macrófitas aquáticas e peixes (Abujanara 2007; Padial and Thomaz 2008; Carniatto et al. 2014; Gois et al. 2015).

Diferenças entre as variáveis limnológicas também foram encontradas em estudos que comparam os rios Baía e Paraná, bem como em ambientes associados a esses rios (Rocha 2002; Thomaz et al. 2004; Roberto et al. 2009, Ferreira 2014), sendo essas atribuídas preponderantemente aos processos de retenção de nutrientes e sedimento pelo reservatório de Porto Primavera e a qualidade da água que ele libera no rio Paraná (Rocha and Thomaz 2004). Por outro lado, a inversão de fluxo na planície de inundação do alto rio Paraná tem ampla ocorrência na planície aluvial do alto rio Paraná. Assim, além do rio Baía, o canal Curutuba e o rio Ivinhema, também são afetados. Por exemplo, o rio Ivinhema, que em seus últimos 70 km corre paralelo ao rio Paraná, com o qual se conecta por três canais, também tem suas características limnológicas afetadas pela entrada da água do rio Paraná. O primeiro canal que conecta esses rios, o canal Ipoitã, também apresenta eventos importantes de inversão de fluxo (Rocha 2002). Como o rio Ivinhema possui águas mais turbidas que os rios Paraná e Baía, as alterações promovidas pela inversão de fluxo no canal Ipoitã devem ser ainda maiores.

Ao contrário das variáveis limnológicas, a composição da assembleia de peixes mostrou-se diferente em relação à posição dos pontos, assim como a equitabilidade, que foi maior abaixo do

Curutuba. Isso pode ser influência das assembleias do rio Paraná, pois uma maior equitabilidade nesse rio, em relação ao rio Baía, também foi encontrada por Oliveira et al. (2001). Então, a já alterada assembleia de peixes do rio Paraná avança para o rio Baía (abaixo da entrada do Curutuba) quando o fluxo está invertido, se adicionando com aquelas do rio Baía que permanecem na área, fato que pode ser notado com a elevação dos valores médios da abundância e riqueza de espécies.

Espécies oportunistas apresentam, em geral, pequeno porte e populações bem abundantes em áreas com perturbações constantes (Winemiller and Rose 1992). Elas são positivamente relacionadas com a variabilidade do fluxo (Mims and Olden 2012) e são as que, geralmente, permanecem em ambientes com alterações antropogênicas intensas (Ceneviva-Bastos and Casatti 2007). Desse modo, as espécies mais abundantes e também as que contribuíram para a diferenciação na equitabilidade entre os trechos abaixo e acima do Curutuba (*Pamphorichthys* sp., *Aphyocharax dentatus* e *Monkhausia forestii*), podem ser consideradas espécies oportunistas, pois espécies desses gêneros são comumente encontradas em bancos de macrófitas aquáticas (por ex.: Petry et al. 2003; Boza and Hahn 2010), mantêm densas populações, têm pequeno porte e suportam a instabilidade da região provocada pela inversão de fluxo, que é intensificada pela variação diária no nível da água.

Apesar da alteração nas variáveis limnológicas locais ocasionadas pela inversão de fluxo, estas não foram suficientes para alterar atributos da estrutura das assembleias de peixes. Acredita-se que a conservação dos atributos destas assembleias ocorreu pelo fato das espécies que a compõem já estarem expostas aos impactos impostos por Porto Primavera há mais de 10 anos, como mostrado em diversos estudos realizados durante a execução do programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD/CNPq - Sítio 6 (Abujanara et al. 2009; Luz-Agostinho et al. 2009; Costa et al. 2012; Vasconcelos et al. 2014; dentre outros), tendo sido, portanto, resultante da ação de filtros ambientais para explorar esta condição. A presença de numerosos bancos de macrófitas aquáticas flutuantes nas margens devem ter assegurado a presença de uma maior diversidade de peixes como já demonstrado para diferentes ambientes da região (Agostinho et al. 2003; Petry et al. 2003; Pelicice et al. 2005; Gomes et al. 2012). Assim, é sabido que as macrófitas aumentam a complexidade e heterogeneidade dos habitats (Vereecken et al. 2006; Dibble and Pelicice 2010), influenciando positivamente a diversidade de peixes e de outras comunidades. Esta relação positiva entre a complexidade do habitat e os aumentos na abundância, riqueza e

diversidade é atribuída à disponibilidade de abrigo e substrato para organismos-alimento, com reflexos na sobrevivência e na disponibilidade de recursos alimentares (Thomaz and Cunha 2010).

As espécies de peixes comumente associadas às macrófitas aquáticas são de pequeno porte ou então juvenis de espécies de grande porte (Meschiatii et al. 2000; Dibble and Pelicice 2010; Gomes et al. 2012). O maior comprimento padrão médio dos peixes nos bancos de macrófitas, encontrado no rio Baía, tanto abaixo do Curutuba quanto durante períodos de fluxo invertido, pode ser indicativo de peixes maiores vindos do rio Paraná, já que neste rio são geralmente encontrados indivíduos maiores, como observado por Oliveira et al. (2001). Antes da construção de Porto Primavera, quando a água apresentava maior turbidez e concentração de nutrientes (Roberto et al., 2009), as macrófitas aquáticas eram predominantemente flutuantes. Após a formação desse reservatório, as águas pobres e transparentes do rio Paraná promoveram um decréscimo nas macrófitas flutuantes, elevando a disponibilidade de submersas (Thomaz and Bini 2003), modificando a disponibilidade de abrigo e sua natureza na calha principal. É possível que a fauna de peixes de pequeno porte do rio Paraná encontre nessas macrófitas condições adequadas de abrigo contra a predação. A ausência delas no canal poderia intensificar a predação nos períodos de inversão de fluxo, quando ocorre grande incremento na transparência, como foi observado também em experimento realizado por Figueiredo et al. (2013). As espécies de peixes de maior comprimento padrão podem ser chamadas de espécies visitantes ou ocasionais (Magurran and Henderson 2003) por buscarem os bancos de macrófitas em períodos de inversão de fluxo e na região mais próxima a foz do rio Baía. Já as espécies de menor comprimento podem ser consideradas espécies residentes (Magurran and Henderson 2003). Ressalta-se que as espécies de menor porte predominaram, sendo as três espécies mais abundantes coletadas em todo trecho amostrado, independentemente do sentido do fluxo. Os indivíduos de menor comprimento, como larvas e juvenis são frequentes em bancos de macrófitas (Gomes et al. 2012) e a sua vulnerabilidade à predação, como mencionado, poderia explicar a associação com estes ambientes (Pelicice et al. 2005).

Os impactos provocados pela inversão de fluxo, e conseqüente incremento na transparência da água, promovido pela construção e operação de barragens a montante, sobre as assembleias de peixes, parecem estar sendo atenuados pelo tempo de exposição ao impacto e pela presença dos bancos de macrófitas. É evidente a importância das macrófitas para a manutenção da diversidade de peixes (Pelicice et al. 2005), elas são um importante fator na estruturação destas assembleias

(Vono and Barbosa 2001). Agostinho et al. (2007c) sugerem que a presença de *E. azurea* seja fator chave para a conservação de alta diversidade de peixes na planície de inundação do alto rio Paraná. Desta forma, a utilização de macrófitas para aumentar a estruturação do habitat e, assim, recuperar ou manter a diversidade de peixes e outros organismos se torna uma importante ferramenta no manejo do ecossistema aquático (Thomaz and Cunha 2010), mesmo as artificiais (Santos et al. 2011).

As alterações induzidas pelos represamentos na transparência e no empobrecimento da água é um importante impacto que os reservatórios produzem nos trechos a jusante. As variações artificiais no nível do rio, que promove o ingresso das águas efluentes nos corpos de água da planície, se apresentam como fator que amplia esse impacto, reduzindo abrigos, produtividade e substituindo espécies, além de atuar de forma sinérgica na dispersão e estabelecimento de espécies não nativas (Havel et al. 2005; Espínola et al. 2010; Gois et al. 2015). Isso deixa evidente a necessidade por estudos mais intensivos sobre os impactos a jusante de barragens, como resultado da inversão de fluxo, que tem influência marcante nas variáveis limnológicas e na estrutura da assembleia de peixes. Cabe ainda salientar que esse tipo de impacto é muito pouco considerado na literatura, mas pode ser o mecanismo para explicar vários processos, especialmente para a manutenção da diversidade biológica na planície de inundação do alto rio Paraná, que comporta dois Parques (Parque Nacional de Ilha Grande e Parque Estadual do Ivinhema) destinados exatamente a esse fim. Além disso, a expansão prevista de numerosos aproveitamentos hidrelétricos na região norte do país demanda esse tipo de conhecimento para que seus impactos sejam adequadamente dimensionados e as decisões racionalizadas.

## REFERÊNCIAS

Abujanara F (2007) Influências do controle de nível e transparência da água impostos pela formação do reservatório de Porto Primavera sobre peixes de diferentes categorias tróficas do alto rio Paraná. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá

Abujanara F, Agostinho AA, Hahn NS (2009) Effects of the flood regime on the body condition of fish of different trophic guilds in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69(2, *Suppl.*):469-479

Agostinho AA (1992) Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios. In: Agostinho AA, Benedito-Cecílio E (eds) Situação atual e perspectivas da ictiologia no Brasil. IX Encontro Brasileiro de Ictiologia. EDUEM, Maringá, pp 16-121

Agostinho AA, Júlio Júnior HF, Borghetti JR (1992) Considerações sobre impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: Reservatório de Itaipu. *Unimar* 14:89-107

Agostinho AA, Vazzoler AEAM, Thomaz SM (1995) The high River Paraná Basin: limnological and ichthyological aspects. In: Tundisi JG, Bicudo CEM, Matsumura-Tundisi T (eds) *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL, pp 59-103

Agostinho AA, Thomaz SM, Minte-Vera CV, Winemiller KO (2000) Biodiversity in the high Paraná River floodplain. In: Gopal B, Junk WJ, Davis JA (eds) *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden, pp 89-118

Agostinho AA, Gomes LC, Júlio Júnior HF (2003) Relações entre macrófitas e fauna de peixes. In: Thomaz SM, Bini LM (eds) *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Eduem, Maringá, pp 261–279

Agostinho AA, Gomes LC, Veríssimo S, Okada EK (2004a) 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 AA, Gomes LC, Thomaz SM, Hahn NS (2004b) The Upper Paraná River and its floodplain: main characteristics and perspectives for management and conservation. In: Thomaz SM, Agostinho AA, Hahn NS (eds) *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden, Netherlands: Backhuys Publishers, pp 381-393

Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice FM (2007a) *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. EDUEM, Maringá

Agostinho AA, Pelicice FM, Petry AC, Gomes LC, Júlio Júnior HF (2007b) Fish diversity in the Upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 10 (2), p. 174-186

Agostinho AA, Thomaz SM, Gomes LC, Baltazar SLSMA (2007c) Influence of the macrophyte *Eichhornia azurea* on fish assemblage of the Upper Paraná River floodplain. *Aquatic Ecology* 41:611-619

Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC (2008) Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68(4):1119-1132

Anderson MJ (2004) PERMDISP: a FORTRAN computer program for permutational analysis of multivariate dispersions (for any two-factor ANOVA design) using permutation tests. Department of Statistics, University of Auckland

Anderson MJ (2006) Distance based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62:245-253

- Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR (2008) PERMANOVA for PRIMER: Guide to software and statistical methods. PRIMER-E. Plymouth, UK
- Baxter RM (1977) Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology Systematics* 8:255-283
- Bertrand C, Siauve V, Fayolle S, Cazaubon A (2001) Effects of hydrological regime on the drift algae in a regulated Mediterranean river (River Verdon, Southwestern France). *Regulated Rivers: Research & Management* 17:407-416
- Bozza AN, Hahn NS (2010) Uso de recursos alimentares por peixes imaturos e adultos de espécies piscívoras em uma planície de inundação neotropical. *Biota Neotropica* 10(3):217-226
- Brandt SA (2000) Classification of geomorphological effects downstream of dams. *Catena* 40:375-401
- Bredenhand E, Samways MJ (2009) Impact of a dam on benthic macroinvertebrates in a small river in a biodiversity hotspot: Cape Floristic Region, South Africa. *Journal of Insect Conservation* 13:297-307
- Carniatto N, Fugli R, Thomas SM, Cunha ER (2014) The invasive submerged macrophyte *Hydrilla verticillata* as a foraging habitat for small-sized fish. *Natureza & Conservação* 12(1):30-35
- Castello L, McGrath DG, Hess LL et al (2013) The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conservation Letters* 6(4):217-229
- Ceneviva-Bastos M, Casatti L (2007) Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do estado de São Paulo, Brasil. *Iheringia* 97(1):7-15

Clarke KR, Warnick RM (2001) Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edn. PRIMER-E, Plymouth

Clarke KR, Gorley RN (2006) PRIMER v6: User manual/tutorial. PRIMER-E. Plymouth, UK

Costa RS, Okada EK, Agostinho AA, Gomes LC (2012) Variação temporal no rendimento e composição específica da pesca artesanal do Alto rio Paraná, PR – Brasil: Os efeitos crônicos dos barramentos. Boletim do Instituto de Pesca 38(3):199-213

Crowder LB, Cooper WE (1982) Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. Ecology 63(6):1802-1813

Cushman RM (1985) Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. North American Journal of Fisheries Management 5:330-339

Dibble ED, Pelicice FM (2010) Influence of aquatic plant-specific habitat on an assemblage of small Neotropical floodplain fishes. Ecology of Freshwater Fish 19:381-389

Espínola LA, Minte-Vera CV, Júlio Júnior HF (2010) Invasibility of reservoirs in the Paraná Basin, Brazil, to *Cichla kelberi* Kullander and Ferreira, 2006. Biological Invasions 12:1873-1888

Fearnside PM (2014) Impacts of Brazil's Madeira River Dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. Environmental Sciences & Policy 38:164-172

Ferreira K (2014) Alterações de nível a jusante de barragens: influência sobre a assembleia de peixes de região litorânea de lagos. Exame de Qualificação de Mestrado, Universidade Estadual de Maringá

Figueiredo BRS, Mormul RP, Benedito E (2013) Non-additive effects of macrophyte cover and turbidity on predator-prey interactions involving an invertivorous fish and different prey types. Hydrobiologia 716(1):21-28

Gois KS, Pelicice FM, Gomes LC, Agostinho AA (2015) Invasion of an Amazonian cichlid in the Upper Paraná River: facilitation by dams and decline of a phylogenetically related species. *Hydrobiologia* 746(1):404-413

Gomes LC, Bulla CK, Agostinho AA, Vasconcelos LP, Miranda LE (2012) Fish assemblage dynamics in a Neotropical floodplain relative to aquatic macrophytes and the homogenizing effect of a flood pulse. *Hydrobiologia* 685:97-107

Graça WJ, Pavanelli CS (2007) Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. EDUEM, Maringá

Gubiani EA, Gomes LC, Agostinho AA, Okada EK (2007) Persistence of fish populations in the Upper Paraná River; effects of water regulation by dams. *Ecology of freshwater Fish* 16:191-197

Gubiani EA, Gomes LC, Agostinho AA, Baumgartner G (2010) Variations in fish assemblages in a tributary of the Upper Paraná River, Brazil: a comparison between pre and post closure phases of dams. *River Research and Applications* 26:848-865

Havel JE, Lee CE, Vander Zanden MJ (2005) Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? *BioScience* 55(6):518-525

Hoeinghaus DJ, Winemiller KO, Agostinho AA (2008) Hydrogeomorphology and river impoundment affect food-chain length of diverse Neotropical food webs. *Oikos*. doi:10.1111/j.2008.0030-1299.16459.x

Hoeinghaus DJ, Agostinho AA, Gomes LC et al (2009) Effects of river impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: embodied energy and market value of artisanal fisheries. *Conservation Biology* 23(5):1222-1231

IEO - International Energy Outlook (2004). U.S. Department of Energy, Washington, DC

IEO - International Energy Outlook (2013). U.S. Department of Energy, Washington, DC

Jackson DA (1993) Stopping rules in principal component analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology* 74:204-2214

Jalon DG, Sanchez P, Camargo JÁ (1994) Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities. *Regulated Rivers: Research & Management* 9(4):253-261

Johnson PTJ, Olden JO, Vander Zanden MJ (2008) Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(7):357-363

Kovalenko KE, Thomaz SM, Warfe DM (2012) Habitat complexity: approaches and future directions. *Hydrobiologia* 685:1-17

Luz-Agostinho KDG, Agostinho AA, Gomes LC, Júlio Júnior HF, Fugi R (2009) Effects of flooding regime on the feeding activity and body condition of piscivorous fish in the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* 69(2 *suppl*):481-490

Magurran AE, Henderson PA (2003) Explaining the excess of rare species in natural species abundance distribution. *Nature* 422:714-716

Manatunge J, Asaeda T, Priyadarshana T (2000) The influence of structural complexity on fish-zooplankton interactions: a study using artificial submerged macrophytes. *Environmental Biology of Fishes* 58:425-438

McCune B, Mefford MJ (2011) PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6. MJM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA

Meschiatti A, Arcifa MS, Fenerich-Verani N (2000) Fish communities associated with macrophytes in Brazilian floodplain lakes. *Environmental Biology of Fishes* 58:133-143

Milne JM, Murphy KJ, Thomaz SM (2006) Morphological variation in *Eichhornia azurea* (Kunth) and *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms in relation to aquatic vegetation type and the environment in the floodplain of the Rio Paraná, Brazil. *Developments in Hydrobiology* 190:19-25

Mims MC, Olden JD (2012) Life history theory predicts fish assemblage response to hydrologic regimes. *Ecology* 93(1):35-45

Mueller M, Pander J, Geist J (2011) The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. *Journal of Applied Ecology* 48:1450-1461

Nakatani K, Agostinho AA, Baumgartner G et al (2001) Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação. EDUEM, Maringá

Oliveira EF, Luiz EA, Agostinho AA, Benedito-Cecilio E (2001) Fish assemblages in littoral areas of the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Acta Scientiarum* 23(2):369-376

Padial AA, Thomaz SM (2008) Prediction of the light attenuation coefficient through the Secchi disk depth: empirical modeling in two large Neotropical ecosystems. *Limnology* 9(2):143-151

Paiva MP (1982) *Grandes Represas do Brasil*. EDITERRA, Brasília, DF

Pekcan-Hekim Z, Nurminen L, Ojala T, Olin M, Ruuhijärvi J, Horppila J (2010) Reversed diel horizontal migration of fish: turbidity versus plant structural complexity as refuge. *Journal of Freshwater Ecology* 25(4):649-656

Pelicice FM, Agostinho AA, Thomaz SM (2005) Fish assemblages associated with *Egeria* in a tropical reservoir: investigating the effects of plant biomass and diel period. *Acta Oecologica* 27:9-16

Petry P, Bayley PB, Markle DF (2003) Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. *Journal of Fish Biology* 63:547-579

Petts GE (1984) *Impounded rivers: perspectives for ecological management*. Chichester: J. Wiley & Sons, Chichester, New York

Ranåker L, Jönsson M, Nilsson PA, Brönmark C (2012) Effects of brown and turbidity water on piscivore-prey fish interactions along a visibility gradient. *Freshwater Biology* 57:1761-1768

Roberto MC, Santana NF, Thomaz SM (2009) Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and influence of reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69(2):717-725

Rocha PC (2002) *Dinâmica dos canais no sistema rio-planície fluvial do Alto Rio Paraná, nas proximidades de Porto Rico - PR*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá

Rocha PC (2010) Geomorfologia e conectividade em ambientes fluviais do alto rio Paraná, Centro-Sul do Brasil. *Boletim de Geografia* 28(2):157-176

Rocha RRA, Thomaz SM (2004) Variação temporal de fatores limnológicos em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS - Brasil). *Acta Scientiarum* 26(3):261-271

Santos LN, Agostinho AA, Alcaraz C et al (2011) Artificial macrophytes as fish habitat in a Mediterranean reservoir subjected to seasonal water level disturbances. *Aquatic Sciences* 73:43-52

Shoup DE, Wahl DH (2009) The effects of turbidity on prey selection by piscivorous largemouth bass. *Transactions of the American Fisheries Society* 138:1018-1027

Souza Filho EE, Stevaux JC (1997) Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Curutuba, Ivinhema. In: Vazzoler AEAM, Agostinho AA, Hahn NS (eds) *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. EDUEM, Maringá

Souza Filho EE, Rocha PC, Comunello E, Stevaux JC (2004) Effects of the Porto Primavera dam on physical environment of the downstream floodplain. In: Thomaz SM, Agostinho AA, Hahn NS

(eds) The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation. Leiden, Netherlands: Backhuys Publishers, pp 55-74

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

Statsoft (2007) STATISTICA for Windows. StatSoft, Tulsa, Oklahoma

Stevaux JC, Martins DP, Meurer M (2009) Changes in a large regulated tropical river: the Paraná River downstream from the Porto Primavera dam, Brazil. *Geomorphology* 113:230-238

Thomaz SM, Roberto MC, Bini LM (1997) Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: Vazzoler AEAM, Agostinho AA, Hahn NS (eds) *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. EDUEM, Maringá, pp. 73-102

Thomas SM, Bini LM (2003) Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil. In Thomaz SM, Bini LM (eds) *Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas*. EDUEM, Maringá, pp. 19-38

Thomaz SM, Pagioro TA, Bini LM et al (2004) Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. In: Thomaz SM, Agostinho AA, Hahn NS (eds) *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden, Netherlands: Backhuys Publishers, pp 75-102

Thomaz SM, Cunha ER (2010) The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22(2):218-236

Vasconcelos LP, Alves DC, Gomes LC (2014) Fish reproductive guilds downstream of dams. *Journal of Fish Biology* 85:1489-1506

Vereecken H, Baetens J, Viaene P et al (2006) Ecological management of aquatic plants: effects in lowland streams. *Hydrobiologia* 570:205-210

Vono V, Barbosa FAR (2001) Habitats and littoral zone fish community structure of two natural lakes in southeast Brazil. *Environmental Biology of Fishes* 61:371-379

Ward JV, Stanford JA (1995) Ecological connectivity in alluvial river ecosystem and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management* 11(1):105-119

WCD - World Commission on Dams (2000) Dams and development: a new framework for decision-making. The report of the World Commission on Dams. Seterling: Earthscan Publishing, London

Winemiller KO, Rose K (1992) Patterns of life-history diversification in North American Fishes: Implications for population regulation. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences* 49:2196-2218

Zanon JE, Simões NR, Rodrigues L (2013) Effects of recurrent disturbances on the peryphyton community downstream of a dammed watercourse. *Brazilian Journal of Biology* 73(2):1-6

Zhang M, Shao M, Xu Y, Cai Q (2010) Effect of hydrological regime on the macroinvertebrate community in Three-Georges Reservoir, China. *Quaternary International* 226:129-135

APÊNDICE 1 - Lista de espécies coletadas no rio Baía nos meses de outubro de 2012 a março de 2013

---

**OSTEICHTHYES**

---

**Characiformes**

---

ANOSTOMIDAE

*Leporinus* spp.

*Schizodon* sp.

CHARACIDAE

*Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000

*Hemigrammus* cf. *ora* Zarske, Le Bail & Géry, 2006

*Hyphessobrycon* sp.

*Moenkhausia* spp.

*Moenkhausia bonita* Benine, Castro & Sabino, 2004

*Moenkhausia forestii* Benine, Mariguela & Oliveira, 2009

Aphyocharacinae

*Aphyocharax* sp.

*Aphyocharax* spp.

*Aphyocharax anisitsi* Eigenmann & Kennedy, 1903

*Aphyocharax dentatus* Eigenmann & Kennedy, 1903

Cheirodontinae

*Serrapinnus* sp1.

*Serrapinnus calliurus* (Boulenger, 1900)

*Serrapinnus notomelas* (Eigenmann, 1915)

Serrasalminae

*Mylopus* spp.

*Myloplus* cf. *tiete* (Eigenmann & Norris, 1900)

*Serrasalmus* sp.

*Serrasalmus* spp.

CRENUCHIDAE

*Characidium* aff. *zebra* Eigenmann, 1909

## ERYTHRINIDAE

*Hoplias* sp.*Hoplias* spp.*Hoplias* sp1.

## LEBIASINIDAE

*Pyrrhulina australis* Eigenmann & Kennedy, 1903

---

**Cyprinodontiformes**

---

## POECILLIDAE

*Pamphorichthys* sp.

## RIVULIDAE

*Rivulus apiamici* Costa, 1989

---

**Gymnotiformes**

---

## HYPOPOMIDAE

*Brachyhypopomus* sp.

## RHAMPHICHTHYIDA

*Rhamphichthys hahni* (Meinken, 1903)

## STERNOPYGIDAE

*Eigenmannia* sp.*Eigenmannia trilineata* López & Castello, 1966*Eigenmannia virescens* (Valenciennes, 1836)

---

**Perciformes**

---

## CICHLIDAE

*Apistogramma* cf. *combrae* (Regan, 1906)*Cichlasoma paranaense* Kullander, 1983*Cichla* sp.*Crenicichla* sp.*Crenicichla britskii* Kullander, 1982*Laetacara araguaiae* Ottoni & Costa, 2009

---

**Siluriformes**

---

## AUCHENIPTERIDAE

*Parauchenipterus galeatus* (Linnaeus, 1766)

*Tatia neivai* (Ihering, 1930)

LORICARIIDAE

Hypostominae

*Hypostomus* sp.

*Hypostomus ancistroides* (Ihering, 1911)

*Hypostomus cochilodon* Kner, 1854

*Pterygoplichthys ambrosettii* (Holmberg, 1893)

---

**Synbranchiformes**

---

SYNBRANCHIDAE

*Synbranchus marmoratus* Bloch, 1795

---

APÊNDICE 2 - Distribuição das espécies em relação à posição dos pontos (abaixo e acima) da entrada do canal Curutuba (Ver o Apêndice 1 para mais detalhes sobre o nome das espécies e seus autores)

<b>Espécies</b>	<b>Abaixo</b>	<b>Acima</b>
<i>Aphyocharax</i> sp.	X	X
<i>Aphyocharax</i> spp.	X	X
<i>A. anisitsi</i>	X	X
<i>A. dentatus</i>	X	X
<i>A. cf. commbrae</i>	X	X
<i>A. altiparanae</i>	X	X
<i>Brachyhypopomus</i> sp.	X	
<i>C. aff. Zebra</i>	X	X
<i>Cichla</i> spp.	X	X
<i>C. paranaense</i>		X
<i>Crenicichla</i> sp.	X	X
<i>C. britskii</i>	X	X
<i>Eigenmannia</i> sp.	X	
<i>E. trilineata</i>	X	
<i>E. virescens</i>		X
<i>H. cf. ora</i>	X	
<i>Hoplias</i> sp.	X	X
<i>Hoplias</i> spp.		X
<i>Hoplias</i> sp1.	X	X
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	X	
<i>Hypostomus</i> sp.	X	X
<i>H. ancistroides</i>	X	X
<i>H. cochliodon</i>	X	X
<i>L. araguaiaie</i>	X	X
<i>Leporinus</i> spp.		X
<i>Moenkhausia</i> spp.	X	
<i>M. bonita</i>	X	X

<i>M. forestii</i>	X	X
<i>Myleus</i> spp.	X	
<i>M. cf. tiete</i>		X
<i>Pamphorichthys</i> sp.	X	X
<i>P. galeatus</i>	X	X
<i>P. ambrosettii</i>	X	X
<i>P. australis</i>	X	X
<i>R. hahni</i>		X
<i>R. apiamici</i>	X	
<i>Schizodon</i> sp1.	X	X
<i>Serrapinnus</i> sp1.	X	
<i>S. calliurus</i>	X	
<i>S. notomelas</i>	X	X
<i>Serrasalmus</i> sp.		X
<i>Serrasalmus</i> spp.	X	X
<i>S. marmoratus</i>		X
<i>T. neivai</i>	X	X

---

APÊNDICE 3 - Distribuição das espécies entre os fluxos (normal: Baía para Paraná e invertido: Paraná para Baía) (Ver o Apêndice 1 para mais detalhes sobre o nome das espécies e seus autores)

<b>Espécies</b>	<b>Fluxo Normal</b>	<b>Fluxo Invertido</b>
<i>Aphyocharax</i> sp.	X	
<i>Aphyocharax</i> spp.	X	X
<i>A. anisitsi</i>	X	
<i>A. dentatus</i>	X	X
<i>A. cf. commbrae</i>	X	X
<i>A. altiparanae</i>	X	
<i>Brachyhypopomus</i> sp.	X	X
<i>C. aff. Zebra</i>	X	X
<i>Cichla</i> spp.	X	X
<i>C. paranaense</i>	X	
<i>Crenicichla</i> sp.	X	
<i>C. britskii</i>	X	
<i>Eigenmannia</i> sp.	X	
<i>E. trilineata</i>	X	
<i>E. virescens</i>		X
<i>H. cf. ora</i>	X	
<i>Hoplias</i> sp.		X
<i>Hoplias</i> spp.	X	
<i>Hoplias</i> sp1.	X	X
<i>Hyphessobrycon</i> sp.		X
<i>Hypostomus</i> sp.	X	
<i>H. ancistroides</i>	X	X
<i>H. cochliodon</i>	X	X
<i>L. araguaiaie</i>	X	X
<i>Leporinus</i> spp.	X	
<i>Moenkhausia</i> spp.	X	
<i>M. bonita</i>	X	X

<i>M. forestii</i>	X	X
<i>Myleus</i> spp.		X
<i>M. cf. tiete</i>	X	
<i>Pamphorichthys</i> sp.	X	X
<i>P. galeatus</i>	X	X
<i>P. ambrosettii</i>	X	X
<i>P. australis</i>	X	X
<i>R. hahni</i>	X	
<i>R. apiamici</i>	X	
<i>Schizodon</i> sp1.	X	X
<i>Serrapinnus</i> sp1.	X	X
<i>S. calliurus</i>	X	
<i>S. notomelas</i>	X	X
<i>Serrasalmus</i> sp.		X
<i>Serrasalmus</i> spp.	X	X
<i>S. marmoratus</i>	X	X
<i>T. neivai</i>	X	X

---