

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

PRISCILLA RAMOS CRUZ

**Variações de longo prazo nos atributos das assembleias de peixes em regiões litorâneas de lagos associados ao rio Paraná: influência do nível hidrológico**

**Maringá  
2015**

PRISCILLA RAMOS CRUZ

**Variações de longo prazo nos atributos das assembleias de peixes em regiões litorâneas de lagos associados ao rio Paraná: influência do nível hidrológico**

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 a 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)

C957v Cruz, Priscilla Ramos, 1986-  
Variações de longo prazo nos atributos das assembleias de peixes em regiões litorâneas de lagos associados ao rio Paraná : influência do nível hidrológico / Priscilla Ramos Cruz.-- Maringá, 2015.  
37 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. Peixes de água doce, Assembleias de - Biodiversidade - Dinâmica espaço-temporal - Paraná, Rio, Bacia. 2. Peixes de água doce, Assembleias de - Dinâmica do ciclo hidrológico - Paraná, Rio, Bacia. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.178209816  
NBR/CIP - 12899 AACR/2

PRISCILLA RAMOS CRUZ

**Variações de longo prazo nos atributos das assembleias de peixes em regiões litorâneas de lagos associados ao rio Paraná: influência do nível hidrológico**

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 a 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) (UEM)

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Norma Segatti Hahn  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof. Dr. Gilmar Baumgartner  
Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste)

Aprovada em: 22 de setembro de 2015.

Local de defesa: Auditório do Bloco H-90 (Nupélia), *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

Especialmente dedicado à minha família!

## AGRADECIMENTOS

À Deus, meu tudo, minha força e meu refúgio.

À Maria santíssima, minha mãe protetora.

Aos meus pais (Valceli e Edvaldo), minha irmã (Uila) e vó materna (Dona Val), por serem o meu porto seguro e me apoiarem incondicionalmente.

À Universidade Estadual de Maringá, pelo acolhimento em seu vasto e esverdeado campus.

À Capes, pela concessão dos 24 meses da bolsa de estudos.

Ao PEA pela excelência dos recursos humanos oferecidos à formação dos pós-graduandos.

Ao Prof. Dr. Luiz Carlos, por me aceitar e conduzir a orientação com tranquilidade.

A todos os professores do PEA, mas especialmente aos que mais me marcaram pelo carisma, talento e comprometimento como Norma, Rô, Carolina, Carla, Sidinei e Evanilde.

À Salete, por estar sempre disposta a dialogar e facilitar o acesso ao conhecimento.

Aos colegas de turma (Mirtha e Mari) pelos momentos de aprendizado e incentivo mútuo.

Ao Igor de Paiva Affonso e Natália pelo apoio no acontecimento mais difícil da minha vida.

A Carolina Pera, modelo de cientista inspirada e inspiradora!

À Hugo e Matheus pelo apoio sem o qual, não teria sido possível obter os resultados desse artigo.

Ao Jaime, pela confecção do mapa.

À Sandra Regina, pela atenção no fornecimento do nº de tombo das espécies de peixes.

À Aldenir, pela presteza e solicitude no atendimento aos alunos.

Aos técnicos da base e sede do Nupélia, pelo empenho aplicado à realização das coletas.

Aos novos amigos como Sandro, Gabriel, Nathalie, Tati, Carlos N. e Rodolpho, com os quais aprendi que o valor da vida vai além da Pós.

Aos velhos amigos, como Ju, Saul e Raissa, sem os quais, os 10 anos de amor biológico nem tão biológico assim... não teriam sido os mesmos!

Aos componentes da banca, pelas valiosas sugestões.

Enfim, a todos que de alguma forma, acrescentaram algo de bom a minha vida até o presente momento. Pois, tudo o que aconteceu de ruim ficou para trás.

Gratidão!

“E a vida continua surpreendentemente bela  
Mesmo quando nada nos sorri.  
E a gente ainda insiste em ter alguma confiança  
Num futuro que ainda está por vir.  
Viver é uma paixão do início, meio ao fim  
Pra quê complicação, é simples assim”...

(Lenine)

## **Variações de longo prazo nos atributos das assembleias de peixes em regiões litorâneas de lagos associados ao rio Paraná: influência do nível hidrológico**

### **RESUMO**

A variabilidade natural do fluxo provocada pelos ciclos hidrológicos em rios é de suma importância para a estruturação e manutenção da biota aquática, especialmente para as assembleias de peixes. Dentro desse contexto, as zonas litorâneas exercem um importante papel como ecótonos para a biodiversidade. Avaliou-se a influência das variações do ciclo hidrológico no rio Paraná sobre as assembleias de peixes de três lagoas adjacentes, sendo duas delas permanentemente conectadas e outra apenas conectada sazonalmente ao rio principal, estando apenas 15 km distantes entre si. Para testar as possíveis relações entre o nível hidrométrico e as variações das métricas de estrutura das assembleias de peixes, foram utilizados dados de quatorze anos consecutivos, entre 2000 e 2013, provenientes de coletas realizadas apenas com redes de arrasto. Nesse período, o nível hidrológico do rio variou de 200 a 600 cm, com implicações sobre os padrões de riqueza de espécies e abundância, que foram maiores na lagoa isolada, enquanto para a equitabilidade, não houve tendência evidente. Apesar de muito próximos, os lagos apresentaram baixa similaridade entre si, indicando elevada heterogeneidade e baixa homogeneização nesses biótopos, com diferentes oportunidades de colonização em razão de prováveis diferenças estruturais entre os lagos. Apenas duas espécies foram abundantes em todos os ambientes, mas basicamente todas se caracterizam por ser sedentárias de pequeno porte, representantes da ordem Characiformes, que dependem da região litorânea para completarem seus ciclos de vida. Não apenas a cheia, mas também a seca periódica pareceu ser um fator com implicações diretas no lago isolado. Ficou evidente a elevada variabilidade na estrutura das assembleias de peixes da região litorânea dos lagos, mesmo localizados muito próximos, o que dificultou a identificação de padrões gerais na distribuição taxonômica, especialmente em um rio tão impactado por reservatórios, como é o Paraná. Porém, a colonização dos *habitats* parece depender da heterogeneidade entre eles e das variações sazonais do nível hidrológico.

**Palavras-chave:** Planície de inundação. Zona litorânea. Assembleias de peixes. Alto Paraná. Regulação do nível hidrológico.



## **Long -term variations in attributes of fish assemblages in the littoral zones of lakes associated with the Parana River: influence of water level**

### ***ABSTRACT***

The natural variability of flow caused by the hydrological cycles in rivers is of paramount importance for the structuring and maintenance of aquatic biota, especially for fish assemblages. In this context, littoral areas play an important role as ecotones to biodiversity. This study aimed to evaluate the influence of variations in the water cycle in the Paraná River on the fish assemblages of three adjacent lakes, two of them permanently connected and another only seasonally connected to the main Paraná River and they are only 8 km far apart. To test the possible relationships between the water level and variations of the attributes of the fish assemblages, fourteen consecutive years of data were used, collected between 2000 and 2013, using seining nets. During this period, the water level of the Paraná River ranged from 200 to 600 cm, with implications on the patterns of species richness and abundance, which were higher in the isolated lake; evenness not showed a clear trend. The lakes presented, overall, low similarity within and between samples along the years, indicating high heterogeneity and low homogenization of these biotypes, with different colonization opportunities likely due to structural differences between lakes. Only two species were abundant in all lakes, but basically all species were small and sedentary, which is a consistent representation of small Characiformes, which depend on the littoral area to complete their life cycles. Not only the flood but also the seasonal drought appeared to be a factor with direct implications on the isolated lake. Therefore, there was a high evident variability in fish assemblage structure of the littoral areas of the lakes, even considering they are very closely located, what makes it difficult to identify general patterns in the taxonomic distribution of fish. However, the colonization of habitats seems to depend on heterogeneity between them and the seasonal variations in the water level.

**Keywords:** Floodplain. Coastal zone. Fish assemblages. High Paraná. Regulation of the water level.

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Environmental Biology of Fishes*. Disponível em: <<http://www.springer.com/life+Science/ecology/jornal/10641>>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	10
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	12
2.1	ÁREA DE ESTUDOS .....	12
2.2	COLETA DE DADOS .....	13
2.3	ANÁLISE DOS DADOS .....	14
<b>3</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	17
3.1	VARIÇÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS NAS VARIÁVEIS ABIÓTICAS ...	17
3.2	COMPOSIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS.....	19
3.3	VARIAÇÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS NAS MÉTRICAS E NA ESTRU- TURA DAS ASSEMBLEIAS .....	20
3.4	RELAÇÃO ENTRE AS VARIAÇÕES DO CICLO HIDROLÓGICO COM AS MÉTRICAS DA ASSEMBLEIA DE PEIXES.....	23
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO</b> .....	25
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	29
	APÊNDICE A - Composição de espécies em cada lago .....	34
	APÊNDICE B - Resultados do teste a posteriori (PERMANOVA par-a-par) entre os locais em cada ano de estudo.....	37

## 1 INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica do alto rio Paraná se apresenta com o maior índice de aproveitamentos hidrelétricos do continente Sul Americano, com 146 grandes represamentos (Agostinho et al. 2008), que produzem cerca de 23% do total da energia elétrica produzida no Brasil (Portal Brasil, 2011). Antes dos barramentos, o rio Paraná apresentava um regime hidrológico sazonal bem evidente, determinado pelo regime de chuvas. As inundações sazonais provocavam alagamentos de áreas terrestres da planície, que permaneciam cobertas pela água entre dezembro e março e os corpos d'água (lagoas fechadas, lagoas abertas, ressacos, canais e rios) se conectavam (Vazzoler et al. 1997; Agostinho et al. 2000; 2004a). Com o fechamento da Usina Hidrelétrica de Porto Primavera, em 1998, o regime das descargas do rio foi alterado, afetando a época (um pouco mais tarde), duração (mais rápidas), e os níveis mínimos (que aumentaram) e os máximos (que diminuíram) do rio, além de promover intensas variações diárias (mais de 1,2 m), dependendo da operação da barragem para atender demandas de eletricidade (Souza Filho 2009; Ferreira 2014).

Especialmente em lagos, as flutuações no nível das águas podem se tornar o principal fator de controle da distribuição espaço-temporal das comunidades que habitam a zona litorânea (Fisher & Öhl, 2005). A variação temporal desse processo hidrodinâmico é essencial para a manutenção da biota aquática e a vitalidade dos ecossistemas ribeirinhos (Amoros & Bornette 2002; Naiman et al. 2008). Assim, a construção de barragens interfere na ocorrência de processos ecológicos importantes, com sérias consequências sobre a manutenção da biodiversidade como um todo (Agostinho et al. 2004a), mas de maneira especial sobre a composição e estrutura das assembleias peixes (Agostinho et al., 2008), afetando a diversidade (Oliveira et al. 2004), dinâmica reprodutiva, recrutamento (Agostinho et al. 2004b) e alimentação (Cantanhêde et al. 2008).

Os lagos marginais se conectam de forma perene ou sazonal ao rio principal, e por esse motivo possuem diferentes características de transporte de materiais, elementos e substâncias, além do fluxo de água, determinante para as variações do nível hidrológico. Essas áreas possuem uma importante região para as relações ecológicas, a orla, cuja zona litoral faz parte, e é considerada um ecótono. Essa zona se caracteriza por uma ativa interação entre o ambiente terrestre e o aquático, com alta atividade biológica, em razão do crescimento de macrófitas e micro-organismos, que leva a uma alta produtividade biológica. Além disso, a biomassa de organismos bentônicos, peixes, anfíbios, répteis e aves aquáticas também são

elevadas, o que leva as zonas litorâneas a se caracterizarem como locais de elevada biodiversidade (Tundisi & Tundisi 2008).

A manutenção dos pulsos e das flutuações de nível sazonais em áreas alagadas é fundamental para a conectividade espacial entre diferentes biótopos, bem como para a integridade dos ecossistemas marginais, os padrões sucessionais e a heterogeneidade dos habitats (Ward & Stanford 1995). Entretanto, existe um efeito homogeneizador das cheias sobre as planícies de inundação, porque ao se conectar diferentes corpos d'água, os processos ecológicos e comunidades biológicas tendem a ser mais similares devido à redução na variabilidade espacial. Já nos períodos de baixos níveis da água, esses ambientes seguem diferentes trajetórias temporais, devido ao efeito de diferentes forças motrizes locais (Thomaz et al. 2007). Esse fato foi corroborado por Gomes et al. (2012), ao verificar alta similaridade na composição das assembleias de peixes entre regiões marginais com e sem macrófitas, após uma grande cheia, em lagos da planície de inundação do Alto Paraná.

As inundações, particularmente no alto rio Paraná, são capazes de provocar diversos efeitos ao longo dos anos sobre os atributos ecológicos relacionados aos peixes, elevando a abundância dos migradores de curta e longa distância (Gomes & Agostinho 1997; Agostinho et al. 2004a; Fernandes et al. 2009), e a riqueza da assembleia como um todo, conforme indicado por Cunico et al. (2002), que estudaram um lago sazonalmente isolado dessa bacia. Em outros locais, as secas prolongadas ou reduções da flutuação do nível de água por barragens, como no rio São Francisco, podem acarretar impactos importantes sobre o funcionamento natural das planícies aluviais, ocasionando a redução da abundância e riqueza de peixes, levando algumas espécies à extinção local (Pompeu & Godinho 2006).

As informações sobre a influência do nível hidrológico, principalmente das cheias, sobre as assembleias de peixes já existe. No entanto, ainda não se sabe qual a resposta (nem os processos) desses organismos em microescalas espaciais durante uma longa série temporal, pesquisando apenas a região litorânea. Por isso, o trabalho teve como objetivo avaliar a influência das variações do ciclo hidrológico do rio Paraná (altamente regulado por barragens), sobre as assembleias de peixes de lagos adjacentes, testando as seguintes hipóteses e predições: H1- A variação da estrutura da assembleia de peixes dos lagos adjacentes ao rio Paraná está associada com as variações do ciclo hidrológico e a similaridade é elevada em anos de cheia. Predição 1: As variações das métricas de estrutura das assembleias de peixes (riqueza de espécies, equitabilidade e abundância de peixes) estão positivamente correlacionadas às variações anuais do nível hidrométrico; Predição 2: A

similaridade da assembleia de peixes entre os lagos adjacentes é elevada, especialmente nos anos em que os níveis hidrológicos são elevados (homogeneização).

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

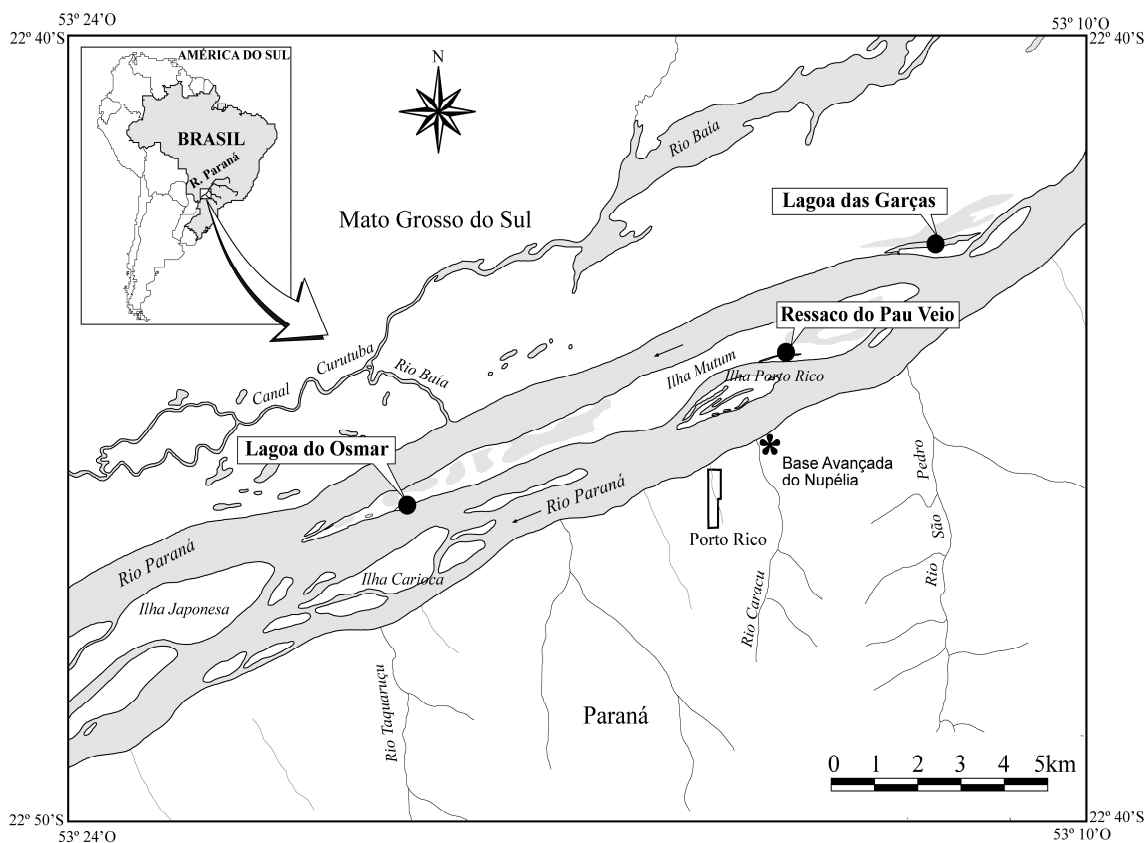
### 2.1 ÁREA DE ESTUDOS

As coletas foram realizadas no trecho remanescente não represado de 15 km localizado entre a jusante da UHE Sérgio Motta (ou usina de Porto Primavera) e a montante do reservatório de Itaipu, nas proximidades da Base Avançada de Pesquisas do Nupélia na cidade de Porto Rico/PR. Uma região que se caracteriza por uma planície de inundação na sua margem direita (Oeste) e mantém paisagem dos ambientes próxima à natural. Quando o nível do rio Paraná alcança 450 cm (na Estação Fluviométrica de Porto de São José/PR), a planície começa receber água e está completamente inundada em níveis acima de 600 cm (Souza Filho 2009) (Ver Fig.3 para mais detalhes).

A fim de avaliar a influência do nível hidrométrico sobre a assembleia de peixes de regiões litorâneas, foram amostrados trimestralmente, a partir de março em todos os anos, entre 2000 e 2013 (Programa de Estudos Ecológicos de Longa Duração – PELD, Sítio 6), três lagos de planície de inundação adjacentes ao rio Paraná, sendo dois abertos: Lagoa das Garças (LGAR - 22° 43'27.18"S; 53° 13' 4.56"W) – situado na margem direita do rio Paraná, com o qual se comunica permanentemente através de um estreito canal. Possui aproximadamente 2 km de extensão e 150 m de largura (Fonseca e Rodrigues, 2005), com profundidade média de 2,8 m (PELD, 2000) e Ressaco do Pau Veio (LPVE - 22° 44'50.76"S; 53° 15'11.16"W), situado na ilha do Mutum, é um ambiente semi-lótico com cerca de 1,2 km de extensão e 50 m de largura (Fonseca e Rodrigues, 2005), com profundidade média de 1,8 m (PELD, 2000). E um fechado: a Lagoa do Osmar (LOSM) – Lago isolado que permanece desconectado do canal do rio principal a maior parte do ano, recebendo água somente durante os períodos excepcionais de água elevadas (Roberto et al., 2009) com profundidade média de 1,1 m (PELD, 2000) (Fig. 1).

## 2.2 COLETA DE DADOS

As variáveis abióticas coletadas são descritoras do ambiente e têm potencial para afetar o comportamento e atividade dos peixes em qualquer corpo d'água doce (Magoulick, 2000; Daga et al. 2012), permitindo a generalização das inferências. As variáveis obtidas foram: nível hidrométrico do rio Paraná (Estação Fluviométrica de Porto São José-PR, ANA/Brasil), temperatura do ar e da água (termômetro de cabo; °C), pH, condutividade elétrica da água (potenciômetro digital,  $\mu\text{s}/\text{cm}$ ), oxigênio dissolvido (oxímetro acoplado ao termômetro de cabo, mg/L), e transparência da água (profundidade visível do disco de Secchi, m). Essas variáveis foram descritas para melhor caracterização da área estudada e mensuradas nos mesmos dias das coletas dos peixes.



**Figura 1.** Mapa do trecho do Alto rio Paraná onde estão localizadas as estações de amostragem.

Os peixes foram coletados com redes de arrasto (20 m de comprimento; 1,5 m de altura; malha 0,5 cm entre nós opostos) operadas pela manhã, na zona litorânea não estruturada (áreas abertas e sem vegetação). Os peixes foram anestesiados com benzocaína (40 mg/l), eutanasiados e preservados em solução de formaldeído (4%). Cada indivíduo foi identificado em nível de espécie, contabilizado, e depositado na coleção de Ictiologia do Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia) da Universidade Estadual de Maringá (UEM).

### 2.3 ANÁLISE DE DADOS

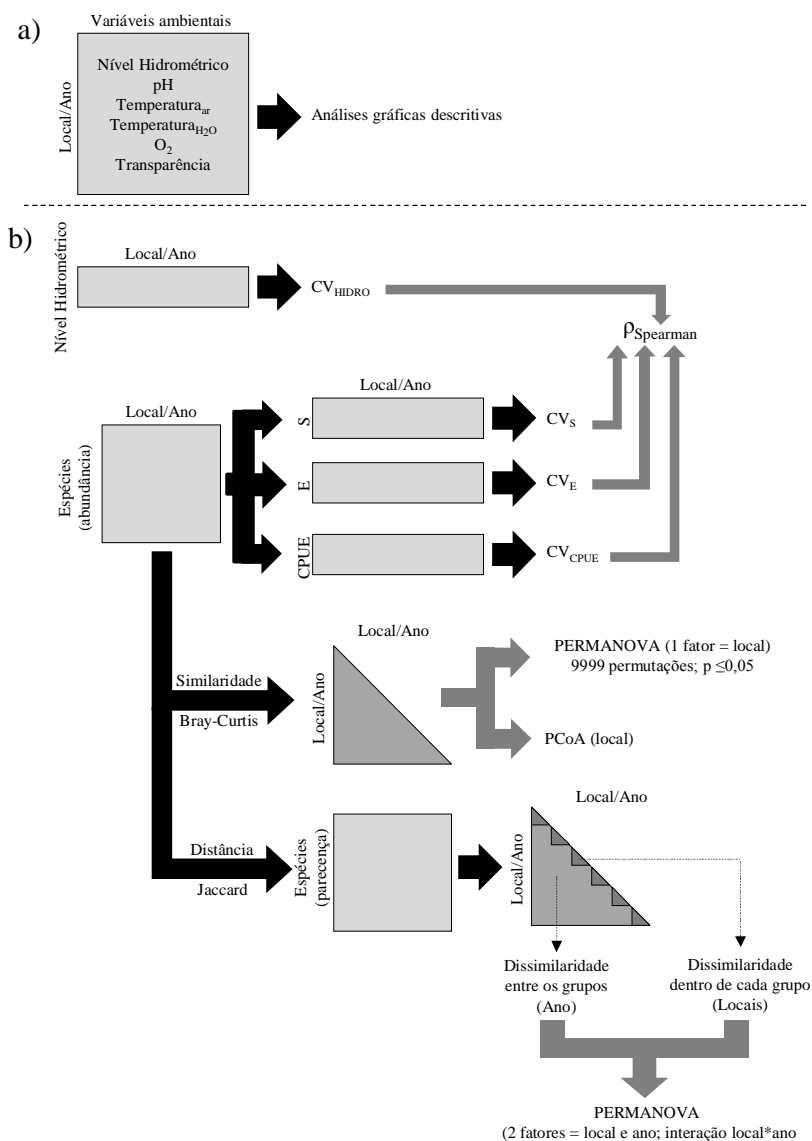
As médias anuais de cada variável abiótica e das métricas da assembleia (ambas controlando a amostra – mês e estação) foram utilizadas como medida de tendência central e o erro padrão como indexadores da variabilidade temporal em cada local de amostragem (Fig. 2a). Desta forma foi possível obter a descrição dos locais de amostragens e alimentar resultados e discussões a cerca da hipótese testada.

Das amostragens de peixes foram calculadas as métricas da estrutura da assembleia por amostra (controlando o mês e estação), mas expressos por ano, sendo consideradas a média e o erro-padrão da riqueza de espécies (S, número total de espécies), equitabilidade (E, uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes, Pielou 1966), e captura por unidade de esforço (CPUE, correção da abundância pelo esforço amostral,  $CPUE = \text{número de indivíduos}/1000 \text{ m}^2$  de área arrastada), que foi o indexador da abundância (Fig. 2b). Para os gráficos, os valores da CPUE foram transformados em raiz quadrada, devido a elevada variabilidade.

A fim de reduzir a dimensionalidade dos dados, e visualizar agrupamentos em uma representação cartesiana (espaço Euclidiano) de toda matriz de dados, simultaneamente, e explorar os resultados em análises subsequentes, a CPUE por amostra (local/mês) foi sumarizada em uma PCoA (Análise de Coordenadas Principais (PCoA, Gower 1966; 2005), matriz de parença (“resemblance”) com a similaridade de Bray-Curtis (Legendre e Legendre 2012). Correlações de *Spearman* ( $\rho$ ) entre a CPUE de cada espécie, por amostra (local/mês) e os escores das amostras nos dois primeiros eixos da PCoA foram realizadas para identificar as espécies que mais influenciaram os grupamentos visualizados (Fig. 2b). Os maiores valores de correlação foram considerados como mais influentes nos padrões representados na PCoA.



Para melhor entender as variações anuais dentro e entre os locais, e inferir sobre os efeitos do nível fluviométrico, foram gerados indexadores (similaridade média dentro de cada grupo e entre os grupos) de variação na composição local (dentro de cada um dos grupos) e regional (entre os grupos) da assembleia de peixes. Essa análise permitiu uma interpretação simultânea da dinâmica da assembleia ano a ano, em cada local e no “pool” regional de espécies. Para isso, os dados de CPUE foram transformados em composição (dados binários; presença x ausência) da assembleia/local/ano (as amostras de um local, ao longo de um ano, foram agrupadas como um fator, de acordo com o objetivo proposto – variação interanual), e sumarizados em uma matriz de similaridade de Jaccard (Anderson 2001; Legendre e Legendre, 2012), e essas similaridades foram representadas graficamente. Para verificar as diferenças na composição de espécies e corroborar as tendências verificadas nos indexadores, foi utilizada a análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA, Anderson 2001), tendo como fatores os locais (LGAR, LOSM, e LPVE), os anos (2000 a 2013; 14 anos de dados), bem como a interação entre eles, na matriz de parença de Jaccard. Essa PERMANOVA vai identificar quais os locais e anos (ou a interação) que mais explicaram as diferenças nas similaridades (Fig. 2b).



**Figura 2. Representação gráfica do protocolo analítico utilizado no trabalho. a) parte descritiva; b) parte quantitativa. O<sub>2</sub>: Oxigênio dissolvido; CV: Coeficiente de variação; S: riqueza de espécies; E: equitabilidade; CPUE: Captura por unidade de esforço; ver texto para mais detalhes.**

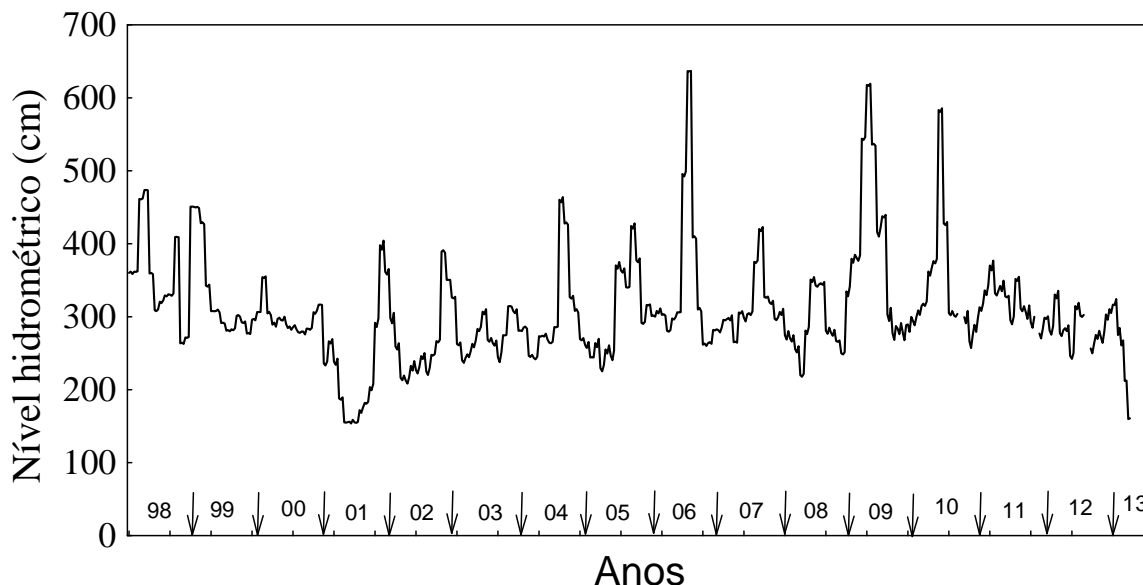
Para avaliar a relação entre as variações do ciclo hidrológico com as variáveis abióticas e métricas da assembleia, foram gerados os coeficientes de variação (CV), que foram utilizados como uma medida da variação anual da riqueza (CV<sub>S</sub>), equitabilidade (CV<sub>E</sub>), CPUE (CV<sub>CPUE</sub>), e nível hidrométrico (CV<sub>HIDRO</sub>). Essa medida de dispersão exclui a influencia da ordem de grandeza, permitindo comparar dados com escalas diferentes e corrigindo a dispersão em relação à média (indexa sua homogeneidade). Quanto maior o CV das métricas da assembleia, maiores as variações espaciais anuais de S, E, e CPUE. Quanto

maior o CV do nível hidrométrico, maior a diferença entre o período de seca e cheia no ano. Para verificar a relação de S, E e CPUE com o nível hidrométrico foram realizadas as correlações de *Spearman*  $CV_S \times CV_{HIDRO}$ ,  $CV_E \times CV_{HIDRO}$ ,  $CV_{CPUE} \times CV_{HIDRO}$ . Correlações positivas e negativas indicam que o regime exerceu diferentes influências significativas sobre a riqueza, dominância, e abundância de peixes.

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 VARIAÇÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS NAS VARIÁVEIS ABIÓTICAS

O nível hidrométrico do rio Paraná, ao longo do período de estudo, variou entre valores inferiores a 200 cm (2001 e 2013), quando foram registrados os menores valores, até acima de 600 cm (2006 e 2009), que correspondem as maiores cheias na região (Fig. 3). De maneira geral, foi registrado um período de níveis que variaram entre 300 e 400 cm, a maior parte dos anos, com exceção de 2004, quando nível atingiu 450 cm, considerado o mínimo para começar a inundar a planície e 2010, quando o nível esteve bem próximo da marca dos 600 cm. Nos demais anos, os níveis não caracterizaram cheias nem secas, mas também não possibilitam a conexão do lago isolado com rio principal (Fig. 3).



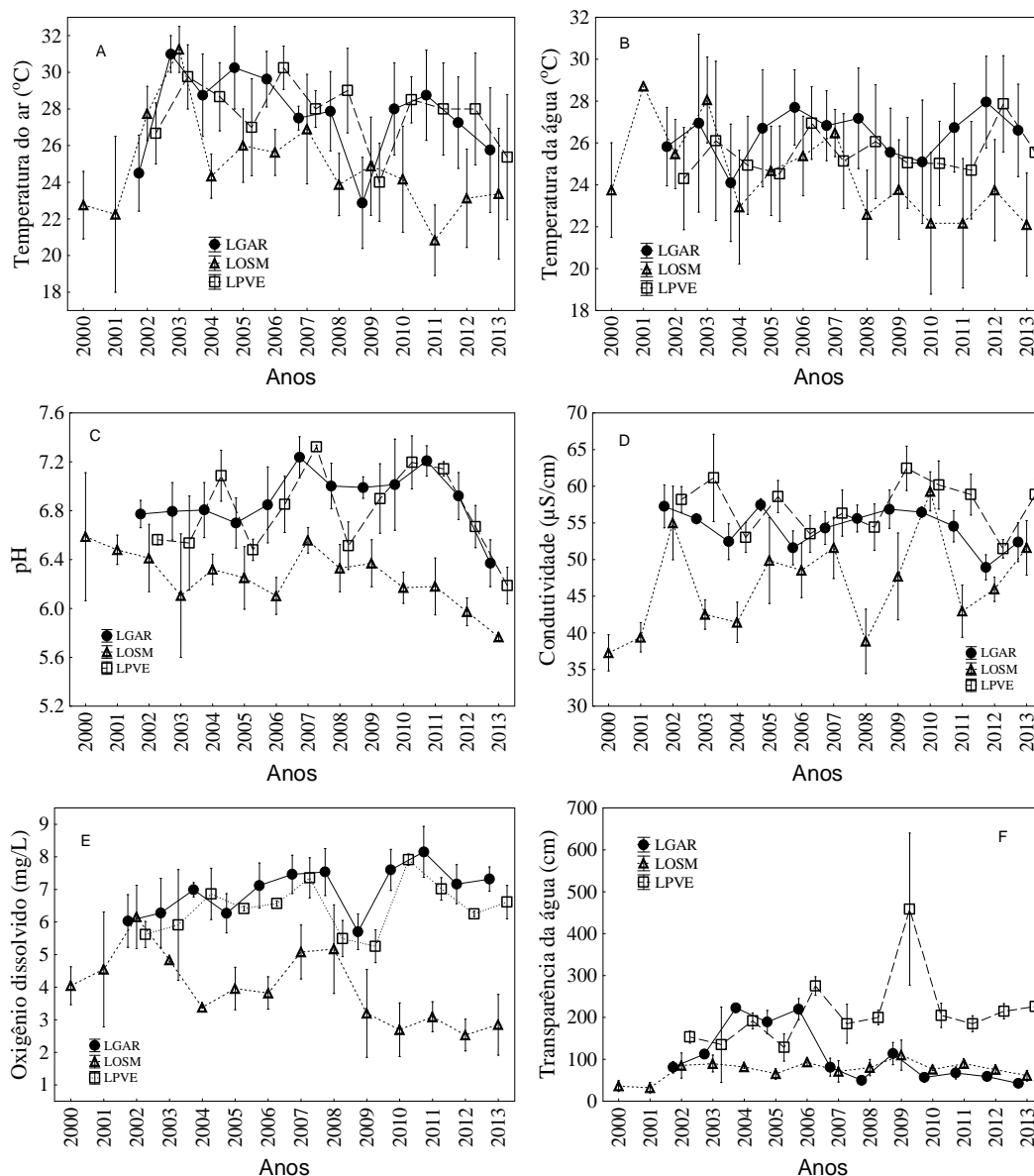
**Figura 3. Média  $\pm$  erro padrão do nível do rio Paraná (cm) na Estação Fluviométrica da Estação Porto São José-PR, ANA/Brasil.**

As maiores médias de temperatura do ar foram encontradas em LGAR e LOSM, em 2003 (31°C) e as menores médias em LOSM, em 2000, 2001 e 2011 (próximo a 22°C) (Fig. 4a). De maneira geral, as médias foram menores em LOSM na maior parte dos anos. Chama atenção, porém, a diferença dos valores médios entre os locais, dentro dos anos (2004 e 2011), uma vez que as lagoas estão localizadas próximas uma das outras (maior distância é de 8 km; Fig. 1). Já para a temperatura da água, as médias mais altas foram encontradas também em LGAR e LPVE (entre 26 e 28°C) e as menores em LOSM (de 22 a 24°C), mas a distinção entre os locais foi menor que em temperatura do ar (Fig. 4b).

As maiores médias de pH foram encontradas em LGAR e LPVE, em 2007 e 2010 (7,2). Por outro lado, as menores médias ocorreram em LOSM, em todos os anos (de 6 a 6,5). As médias anuais dos três locais declinaram acentuadamente em 2011, 2012 e 2013 (Fig. 4c). Para a condutividade elétrica da água, as maiores médias foram encontradas em LGAR e LPVE (de 55 a 60  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Já as menores médias foram encontradas em LOSM (37 a 43  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Nessa lagoa, foram registrados decréscimos em 2000-2001, 2003-2004, 2008 e 2011 (Fig. 4d), sendo esses últimos anos, precedidos de elevados níveis do rio.

As maiores médias de oxigênio dissolvido foram encontradas em LGAR e LPVE em 2010 (8 mg/L). As menores médias, por outro lado, foram encontradas em LOSM em 2010, 2011, 2012 e 2013 (próximas a 3 mg/L). Foi possível observar um decréscimo dos valores de oxigênio dissolvido em todos os locais em 2009. Nos anos seguintes, LGAR e LPVE retomaram seus valores mais altos, com médias acima de 6 mg/L, enquanto LOSM manteve suas médias abaixo de 4 mg/L (Fig. 4e).

Finalmente, a transparência da água também foi altamente variável, com valores médios entre 40 cm (LOSM; 2000 e 2001) e acima de 400 cm (LPVE; 2009). De maneira geral, os menores valores foram registrados em LOSM (todos os anos) e LGAR (2002, 2003, e após 2007), enquanto que as médias maiores em LPVE, que é diretamente influenciado pelo rio Paraná. Os maiores valores em LGAR também devem estar associados a influência do rio Paraná, que deve levar águas mais transparentes para o interior desse lago (Fig. 4f).



**Figura 4.** Média  $\pm$  erro padrão da temperatura do ar (A; °C), temperatura da água (B; °C), pH (C), condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ; D), oxigênio dissolvido (mg/L; E), e transparência da água (cm; F) por local x ano. LGAR (Lagoa da Garças) = círculo negro, LOSM (Lagoa dos Osmar) = triângulo branco, LPVE (Ressaco do Pau Vêio) = quadrado branco, na planície de inundação do Alto Paraná/PR.

### 3.2 COMPOSIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS

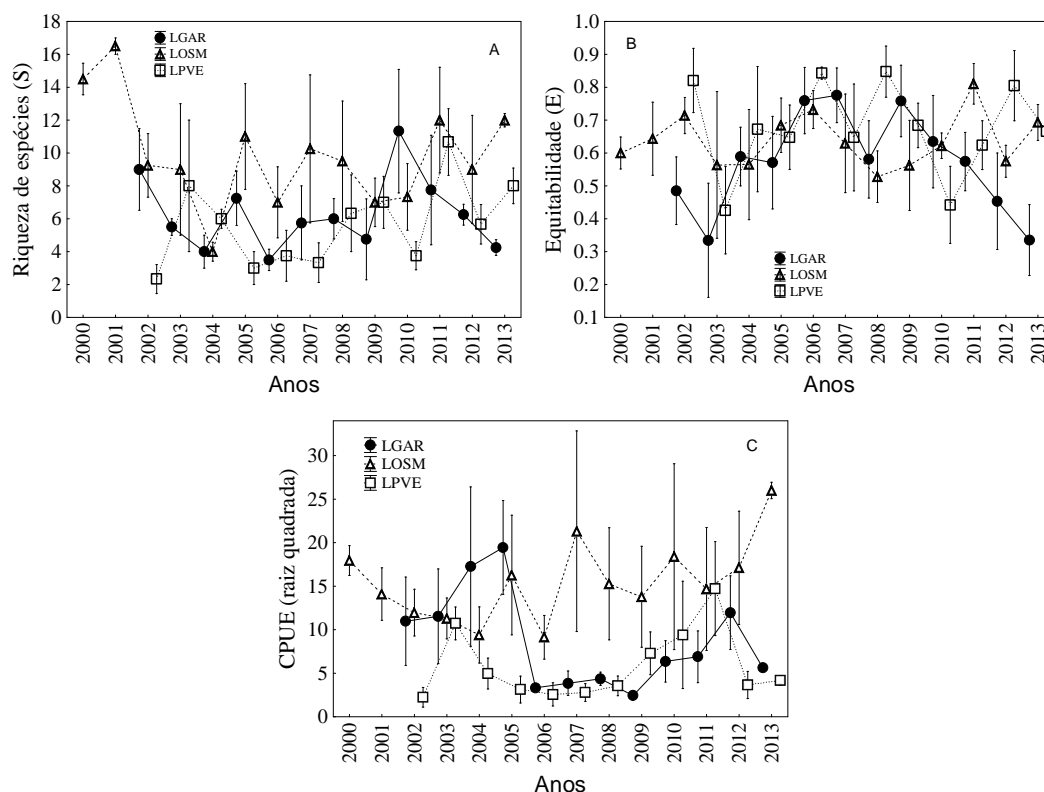
Foram identificadas 84 espécies de peixes, sendo 59 pertencentes a ordem Characiformes, 12 a ordem Perciformes, 10 a ordem Siluriformes, dois Gymnotiformes, um Cyprinodontiformes, um Pleuronectiformes, um Synbranchiformes e um Myliobatiformes. A família Characidae foi a mais numerosa, com 36 espécies, seguida de Cichlidae, que teve 11

espécies. LOSM apresentou o maior número de espécies, 64 (sendo 16 exclusivas desse lago), seguido de LGAR com 53 (com 14 exclusivas), e finalmente LPVE, com 48 (sendo 7 exclusivas). A maioria das espécies apresentou CPUE inferior a 10 indivíduos/1000 m<sup>2</sup> de área arrastada em todos os lagos, com exceção de *Astyanax altiparanae*, *Hyphessobrycon eques*, *Hyphessobrycon* sp., *Moenkhausia* aff. *Intermedia*, *Moenkhausia gracilima*, *Odontostilbe* sp., *Psellogrammus kennedy*, *Roeboides descavadensis*, *Serrapinnus calliurus*, *Serrapinnus* sp. 1, *Steindachnerina brevipinna*, *Ciclha kelberi*, e *Loricariichthys platymetopon*, com CPUE de 10 a 50 indivíduos/1000 m<sup>2</sup> de área arrastada e *Serrapinnus notomelas* com CPUE superior a 50 indivíduos/1000 m<sup>2</sup> de área arrastada (Apêndice 1).

### 3.3 VARIAÇÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS NAS MÉTRICAS E NA ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS

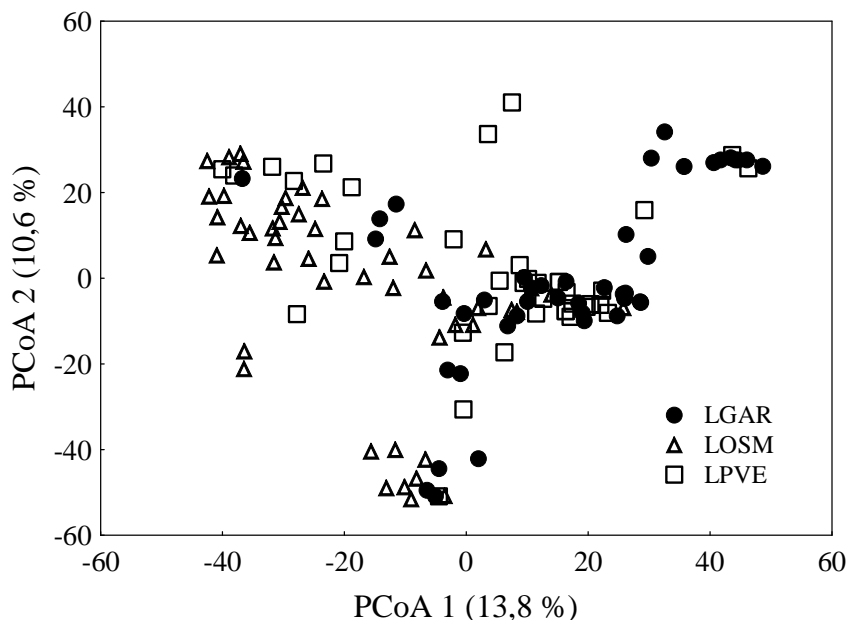
As maiores médias da riqueza de espécies (S) foram registradas em LOSM em 2000 e 2001 (Acima de 14 espécies por amostra), e as menores em LPVE (valores médios entre 2 e 4 espécies) em 2002 e 2005-2007. Nos demais anos, os valores médios estiveram entre 6 e 12 espécies, com destaque para a elevada variabilidade da riqueza (grandes barras do erro padrão). LGAR apresentou médias entre 4 e 8 espécies ao longo de todo o período, com exceção de 2010, quando apresentou o valor médio máximo próximo de 12 espécies. (Fig. 5a). A equitabilidade, por outro lado, não apresentou uma tendência evidente, com valores médios sempre inferiores a 0,82. Os maiores valores médios foram registrados em LPVE, indicando baixa dominância em 2002, 2006, e 2008. Valores médios inferiores a 0,4 foram registrados apenas em LGAR, que indica elevada dominância em 2003 e 2013. LOSM apresentou valores entre 0,5 e 0,8 (Fig. 5b).

A abundância, indexada pela captura por unidade de esforço (CPUE) foi altamente variável, o que levou os dados a serem apresentados pela sua raiz quadrada. Os maiores valores (acima de 400 indivíduos por 1000 m<sup>2</sup> de área arrastada) foram registrados em LOSM (2007, 2010, 2012 e 2013), e em LGAR (2005). De maneira geral, LOSM foi o que apresentou os maiores valores médios na maior parte dos anos amostrados. As menores médias (abaixo de 5 indivíduos por 1000 m<sup>2</sup> de área arrastada) foram registrados em LPVE (2002, 2005 a 2008, 2012 e 2013), com uma diminuição nos valores de LGAR (2005 a 2009 e 2013). Cabe ressaltar os maiores valores registrados em LPVE, nos anos de 2003 e 2011 (mais de 100 indivíduos) (Fig. 5c).



**Figura 5.** Média  $\pm$  erro padrão da Riqueza de espécies (S; A), da Equitabilidade (E; B), e da captura por unidade de esforço (CPUE; C) por local por ano. LGAR (Lagoa das Garças) = círculo negro, LOSM (Lagoa do Osmar) = triângulo branco, LPVE (Ressaco do Pau Véio) = quadrado branco, na planície de inundação do Alto Paraná/PR.

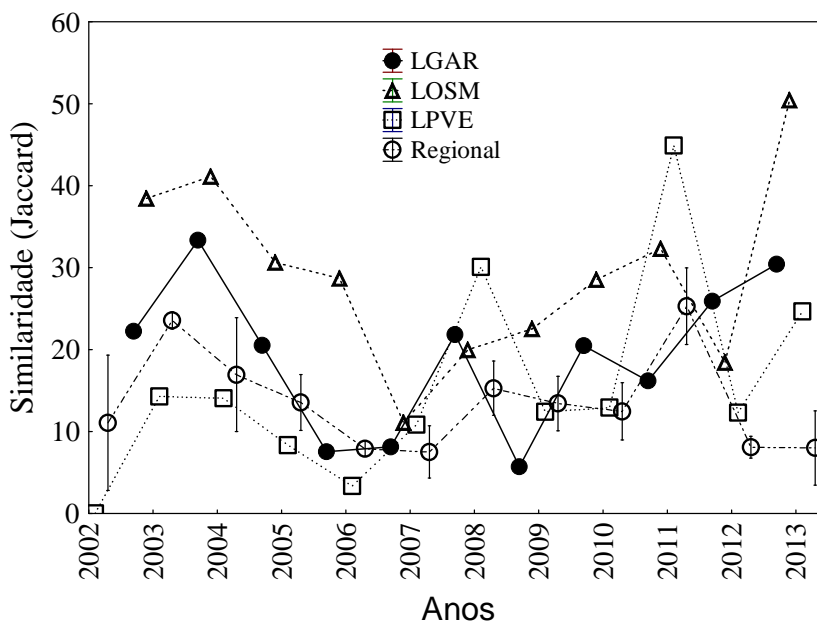
Os dois primeiros eixos da PCoA representaram 24,4 % da variabilidade dos dados (PCoA1 = 13,8 % e PCoA2 = 10,6 %) (Fig. 6). A PCoA representou similaridades menores entre as assembleias de LGAR e LOSM e maiores entre LPVE e LGAR. As espécies mais correlacionadas com PCoA1 foram *A. altiparanae* ( $\rho = -0,62$ ), *Geophagus proximus* ( $\rho = 0,45$ ), *H. eques* ( $\rho = -0,49$ ), *M. gracilima* ( $\rho = 0,49$ ) e *R. descavadensis* ( $\rho = -0,49$ ). Já para o PCoA2, as espécies mais correlacionadas foram *A. altiparanae* ( $\rho = -0,22$ ), *Hyphessobrycon* sp. ( $\rho = -0,22$ ), *M.* ( $\rho = 0,48$ ) e *S. notomelas* ( $\rho = 0,47$ ).



**Figura 6. Diagrama de dispersão representando os resultados da Análise de Coordenadas Principais aplicada a matriz de dados de captura por unidade de esforço - CPUE (matriz de parença com a similaridade de Bray-Curtis) por local. LGAR = Garças, LOSM = Osmar, LPVE = Pau Vêio na planície de inundação do Alto Paraná/PR.**

A similaridade média dentro de cada grupo (local/ano) variou intensamente. Para LGAR os valores variaram entre 5,7 em 2009 e 33,3 em 2004, em LOSM entre 11,1 em 2007 e 50,4 em 2013, e em LPVE entre 0 em 2002 e 44,9 em 2011. A similaridade regional variou de 0,8 em 2002 a 31,4 em 2011 (Fig. 7). Houve diferença significativa na composição da assembleia de peixes dos locais estudados, mas as tendências dependeram do ano considerado, uma vez que a interação foi significativa (PERMANOVA; 9655 permutações; *Pseudo-F* = 1,64;  $p < 0,05$ ). As diferenças ocorreram em 2002 (LPVE de LGAR,  $p = 0,02$  e LOSM,  $p = 0,02$ ), 2006 e 2012 (LGAR de LOSM, 2006  $p = 0,02$ , 2012  $p = 0,05$ ) e 2013 (LGAR de LOSM,  $p = 0,02$ , LGAR de LPVE,  $p = 0,02$ , LOSM de LPVE  $p = 0,02$ ). Nos demais anos não houve diferenças significativas (Apêndice 2).





**Figura 7. Similaridade de Jaccard média por local por ano. LGAR =Garças, LOSM = Osmar, LPVE = Pau Véio, na planície de inundação do Alto Paraná/PR.**

#### 3.4 RELAÇÃO ENTRE AS VARIAÇÕES DO CICLO HIDROLÓGICO COM AS MÉTRICAS DA ASSEMBLEIA DE PEIXES

A correlação de *Spearman* entre o  $CV_s \times CV_{HIDRO}$  foi positiva para todos os lagos, sendo maior em LGAR ( $\rho = 0,65$ ), seguida de LPVE ( $\rho = 0,41$ ), e LOSM ( $\rho = 0,25$ ). Merece destaque os anos de 2002, 2007 e 2010, que apresentaram  $CV_s \times CV_{HIDRO}$  positivamente e altamente associados, assim como 2005 (Fig. 8a). A correlação de *Spearman* entre  $CV_E \times CV_{HIDRO}$  foram baixas e negativas para todos os lagos (LGAR -  $\rho = -0,11$ ; LOSM -  $\rho = -0,05$ ; e LPVE -  $\rho = -0,01$ ). Da mesma forma que para  $CV_s \times CV_{HIDRO}$ , os anos de 2002, 2007 e 2010, bem como 2005, apresentaram  $CV_E \times CV_{HIDRO}$  mais positivamente associados (Fig. 8b). A correlação de *Spearman* entre o  $CV_{CPUE} \times CV_{HIDRO}$  foram todas positivas, com maior valor para LPVE ( $\rho = 0,40$ ), seguido de LOSM ( $\rho = 0,33$ ) e LGAR ( $\rho = 0,28$ ). Novamente, os anos de 2002, 2007 e 2010 apresentaram  $CV_{CPUE} \times CV_{HIDRO}$  positivamente associados, além de 2005 (Fig. 8c).

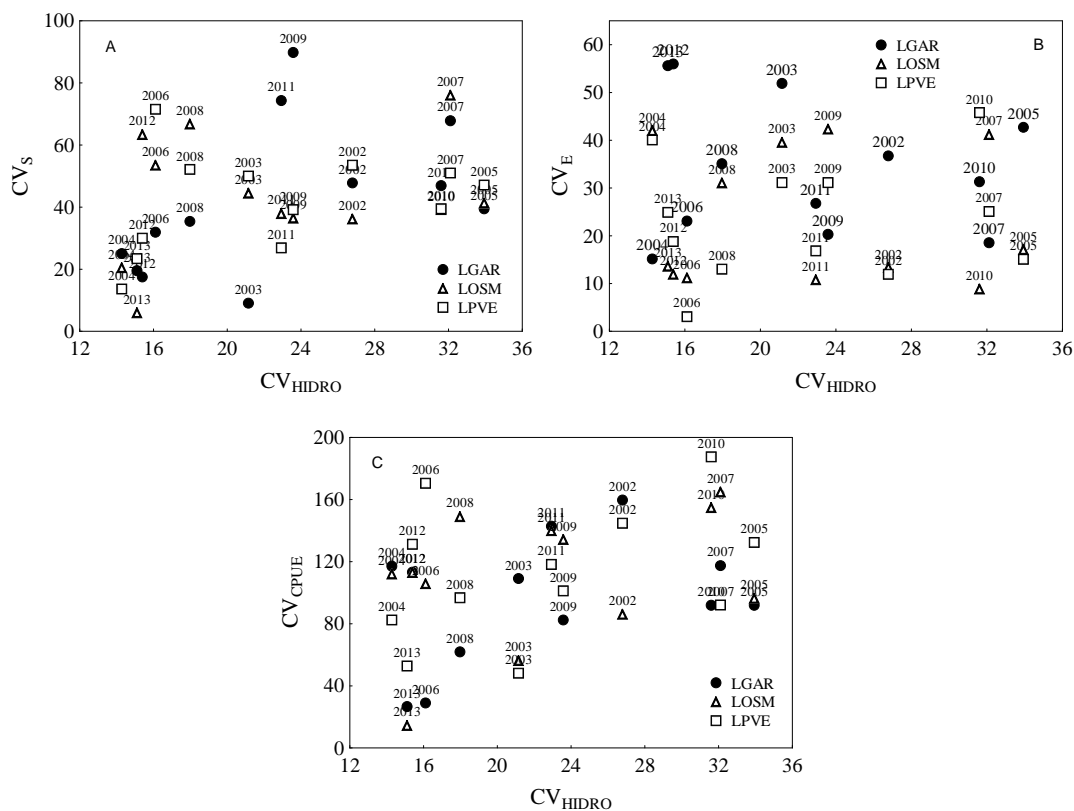


Figura 8. Diagrama de dispersão entre  $CV_S$  x  $CV_{HIDRO}$  (A),  $CV_E$  x  $CV_{HIDRO}$  (B), e  $CV_{CPUE}$  x  $CV_{HIDRO}$  (C), para os diversos locais amostrados (Lagoa das Graças, Lagoa dos Osmar e Ressaco do Pau Veio) na planície de inundação do Alto Paraná/PR e os anos (2000 a 2013). Onde CV = Coeficiente de variação; S = riqueza de espécies; E = equitabilidade; CPUE= captura por unidade de esforço; Hidro = nível hidrométrico.

## 4 DISCUSSÃO

Períodos de cheias e secas são características importantes da maioria dos ecossistemas aquáticos (Lytle & Poff 2004). Foi possível observar que houve influência do nível hidrológico do rio Paraná sobre a assembleia de peixes de todos os lagos estudados, notadamente nos anos de 2002, 2005, 2007 e 2010. Isso corroborou a hipótese de que a variação da estrutura das assembleias de peixes dos lagos adjacentes ao rio Paraná, está associada com as modificações do ciclo hidrológico, bem como a predição de que a variação das métricas da estrutura das assembleias está positivamente correlacionada às variações dos hidroperíodos anuais, em nosso caso para apenas duas delas: riqueza e CPUE. Porém, é importante salientar que, nesta complexa planície de inundação, a ausência de grandes variações do nível, apesar de artificial (por ser altamente regulado por reservatórios), aparentemente produz ambientes propícios para as espécies com ciclo de vida naturalmente adaptado a este regime (Agostinho et al. 2000), onde praticamente não há secas severas aptas a promover drásticas reduções do nível.

Apesar dos impactos causados pela regulação hidrológica na região estudada, constata-se que a planície de inundação permanece como um sistema dinâmico, e essa dinâmica se deve às interações entre os seus diversos componentes, tais como os ambientes lênticos, lóticos e semi-lóticos. As zonas de transição entre os ambientes aquático e o terrestre adjacente (ATTZ), e a conectividade promovida pelo pulso de inundação (Sensu Junk et al. 1989), são importantes elementos estruturais e funcionais que contribuem para a dinâmica espaço-temporal nesses sistemas, proporcionando elevada diversidade alpha e beta (Ward et al. 1999), em conformidade com o que ficou evidenciado pela variabilidade da riqueza nos lagos adjacentes ao rio Paraná.

O número médio de espécies de peixes capturado foi superior aos valores médios apresentados em outros trechos sob influência de represas na bacia (Gonçalves e Braga, 2008), e considerando outros rios que compõem a planície (Gomes et al. 2012 - Baia; Oliveira et al. 2014 – Ivinhema e Baia; Ferreira 2014 – Ivinhema, Baia e Paraná). Além disso, a variabilidade em torno da média, também foi maior que a dos demais. Essa variabilidade pode ser decorrente do método utilizado para captura dos peixes (redes de arrasto), especialmente nos dois lagos que tem conexão com o rio Paraná (LGAR e LPVE), dos quais os peixes podem sair e entrar livremente. Isso pode explicar, também, os valores elevados da riqueza registrados em LOSM, que não apresenta conexão com o rio Paraná, o que deve facilitar,

inclusive, a captura dos peixes, devido ao efeito concentrador do confinamento em um lago isolado durante os períodos de menor nível. Cabe ressaltar que, em períodos de grandes cheias, esses três lagos são totalmente inundados e incorporados ao canal principal do rio Paraná, não sendo possível fazer amostragens. É importante salientar também, que a eficiência de captura com redes de arrasto é altamente influenciada pela estrutura do ambiente (Pierce et al. 1990), que vai ficando mais complexa com a seca (macrófitas se concentram no corpo do lago).

Correlações negativas entre a abundância de *S. notomelas* e a área dos lagos foram encontradas por Piana et al. (2006), também na planície de inundação do Alto Paraná, corroborando os resultados que evidenciam maior dominância nos anos em que não houve cheias como em 2003 e 2013, com maior variação espacial e do nível hidrométrico em 2003, afetando diretamente a equitabilidade encontrada. Esse mesmo autor também relata correlações negativas dessa espécie com o total de sólidos em suspensão, o que pode explicar as maiores CPUEs em 2007 e 2013, quando o nível não passou de 300 cm. Porém, aparentemente não explica a maior abundância no lago que apresentou a menor transparência, a maior parte do período analisado (LOSM) e no lago que apresentou a menor transparência a partir de 2008 (LGAR), provavelmente pela baixa profundidade.

Apesar de os valores de todas as variáveis ambientais terem sido menores em LOSM, esse foi o que apresentou a maior riqueza e CPUE, na maior parte dos anos amostrados. Deve-se lembrar que este é o único lago esporadicamente conectado ao rio Paraná e, de acordo com os dados hidrográficos obtidos, a conexão provavelmente ocorreu em apenas quatro ocasiões (2004, 2006, 2010 e 2011) no intervalo de quatorze anos, quando o nível do rio atingiu ou ultrapassou 450 cm, limite considerado o mínimo para que ocorra o transbordamento que alaga a planície de inundação do alto rio Paraná (Souza Filho 2009).

Além disso, possíveis diferenças na estrutura de *habitats* disponíveis em cada um dos lagos amostrados podem explicar as grandes variações nas assembleias de peixes. *Habitats* litorâneos podem variar substancialmente em profundidade, turbulência, temperatura, substrato, densidade de macrófitas emersas ou submersas e presença ou ausência de estruturas naturais ou artificiais, tais como árvores, detritos, pedras. Em consequência disso, a biomassa de juvenis, por exemplo, pode variar significativamente entre as regiões litorâneas de um lago para outro (Lewin et al. 2004). Além disso, dependendo do isolamento de um dado lago (distante do rio principal ou alto no dique marginal), há variações nos fatores abióticos e na estrutura das assembleias de peixes (Tejerina-Garro et al. 1998). Os valores médios de

oxigênio dissolvido, pH, condutividade e transparência podem ser normalmente maiores em lagos conectados ao rio Paraná (Roberto et al. 2009).

Não ficou evidente a ação direta dos pulsos de inundação sobre a riqueza e equitabilidade de cada lago. Entretanto, a elevada variabilidade destes fatores indica diferentes níveis de dependência das espécies para a região marginal, que permite sua sobrevivência individual ou manutenção dos estoques, vista a grande oscilação observada na CPUE. Por outro lado, “a seca periódica” relacionada aos períodos de desconexão com o rio principal, apresentou-se como um fator com implicações diretas sobre o lago isolado, sendo a ictiofauna, que foi mais diversa nesta época (2001) e resistente a esse evento. O mesmo pode ocorrer com outras comunidades aquáticas, onde os eventos de seca podem se tornar os seus principais estruturadores, conforme preconizado por Lake (2003) e Magoulick & Kobza (2003).

Os valores de similaridade obtidos para cada local e entre os locais em cada ano foram considerados baixos. O principal declínio ocorreu em 2007, após a cheia de 2006, enquanto os maiores valores ocorreram nos anos de 2011 (ano de cheia) e 2013 (ano de nível regular). Esses resultados não permitem uma conclusão evidente, mas esses podem indicar elevada heterogeneidade entre os *habitats*, com diferentes reflexos sobre a diversidade local de peixes (Escalera-Vázquez & Zambrano 2010), mesmo sob o efeito de eventos homogeneizadores como as cheias (Sensu Thomaz et al. 2007). É possível que a posição geográfica dos lagos, mesmo em micro-escala, possa ter interferido na baixa similaridade entre os lagos, estruturando-se de forma diferenciada as assembleias (Snodgrass et al. 1996), ou até mesmo a morfologia de cada lago, que pode ter efeito em como as alterações no nível do rio os afetam (Olden et al. 2001).

A correlação positiva entre os coeficientes de variação da riqueza e do nível hidrológico nos resultados sinaliza um papel importante dessa variável como preditora da organização espaço-temporal das assembleias de peixes das regiões litorâneas, mais até do que as variáveis abióticas. As diferenças na estrutura das assembleias ao longo das fases hidrológicas, provavelmente estão relacionadas a episódios sequenciais de aglutinação e diluição de organismos associadas com a dinâmica de retração/expansão durante os eventos de isolamento e inundação, como as encontradas por Fernandes et al. (2009). Em planícies de inundação neotropicais, durante as fases de águas mais elevadas ou conexão, as assembleias de peixes podem responder positivamente à temperatura e o nível hidrométrico (Scarabotti et al. 2011), conforme observado no lago de maior riqueza (LOSM).

LGAR e LOSM apresentaram-se mais similares ao longo dos anos, ao passo que LPVE seguiu a tendência das variações na diversidade regional. As diferenças na assembleia de peixes entre os lagos estudados, provavelmente, deve ser decorrente, como já mencionado, de características intrínsecas de cada lago (fatores abióticos e as interações bióticas), como descrito por Rodriguez & Lewis (1997). Por exemplo, se considerarmos as espécies mais correlacionadas com os eixos da análise de coordenadas principais (PCoA; que mais explicaram os padrões encontrados), *Moenkhausia gracilima* foi mais abundante em LGAR e LPVE. Por outro lado, *Astyanax altiparanae*, *Hyphessobrycon eques* e *Roeboides descalvadensis* foram mais abundantes em LOSM. Já *Serrapinnus notomelas*, foi mais abundante em LOSM e LGAR, respectivamente, enquanto *Hyphessobrycon* sp. foi mais abundante em LGAR, todas porém de pequeno porte (CPmáx de 36 a 120 mm) (FishBase), com ciclo de vida curto (oportunistas) (Winemiller 1989). Enquanto *G. proximus* ocorreu apenas em LGAR, onde também houve maior incidência de *C. kelberi*. Essas diferenças evidenciam uma variação taxonômica considerável, em se tratando de lagos que ficam muito próximos um do outro (menos de 8 km).

É notório em rios tropicais que, durante a cheia, as assembleias sejam compostas por espécies ou famílias omnívoras ou oportunistas e sedentárias, como os Characidae de pequeno porte (Luz et al. 2009; Tejerina-Garro & Mérona 2010). Porém, há que se destacar o comportamento alimentar predominante algívoro de *S. notomelas*, a única espécie que apresentou CPUE superior a 50 indivíduos/1000 m<sup>2</sup>, que pode ter sua abundância influenciada pela amplo suprimento alimentar fornecido pelas macrófitas aquáticas (Hahn & Loureiro-Cipra, (2006).

A baixa similaridade encontrada entre os ambientes estudados, que refutou a predição de que a similaridade entre os lagos seria elevada, especialmente nos anos de maior nível hidrológico (quando por motivos operacionais, nem sempre foi possível realizar os arrastos). Resultados semelhantes também foram encontrados por Oliveira et al. (2001), em outros ambientes lênticos da planície de inundação do alto Paraná. Esses autores associaram o fato ao padrão de conectividade dos ambientes e à forte interrupção do pulso de inundação na planície, no ciclo hidrológico de 1998/1999. As diferenças de composição e a baixa similaridade entre os lagos indicam que não há efeito de homogeneização das assembleias das regiões litorâneas dos ambientes do rio Paraná, mas, mesmo assim, a conectividade hidrológica se mostrou um processo chave para as assembleias de peixes e é para o funcionamento da planície (Junk et al. 1989; Tockner & Stanford 2002; Agostinho et al. 2004a).

A construção de barragens tem profundas implicações sobre a dinâmica das planícies de inundação e rios associados (Poff et al. 2007; Menezes et al. 2014), com diminuição da descarga e conectividade hidrológica lateral (Brunke 2002), que influenciam fatores como a organização trófica (Mérona et al. 2001), reprodução e recrutamento (Agostinho et al. 2004a). E os pulsos de inundação são essenciais para o desenvolvimento gonadal de espécies com diferentes estratégias (Bailly et al. 2008) e para a dispersão e persistência populacional das espécies (Gubiani et al. 2007).

A importância da variabilidade do nível hidrológico para a dinâmica das assembleias de peixes ficou evidente no decorrer dos anos, embora tenha sido difícil estimar precisamente ou estabelecer padrões para os efeitos adversos da regulação do nível a montante da região estudada, considerada a diversidade do *pool* regional de espécies que responderam de forma diferenciada aos eventos de inundação e redução. Isso demonstra que a heterogeneidade entre os *habitats* é um importante fator a ser conservado para a manutenção da diversidade de peixes e vitalidade dos ecossistemas da planície. Também é possível concluir que em longo prazo, a regulação artificial do nível hidrológico está produzindo uma série de implicações sobre a dinâmica das cheias na planície e conseqüentemente sobre as métricas das assembleias de peixes que a ocupam.

## REFERÊNCIAS

Agostinho AA, Thomaz SM, Vera CVM, Winemiller KO (2000) Biodiversity in the high Paraná river floodplain. In: Gopal B, Junk WJ, Davis JA (Org.). Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. Leiden, the Netherlands: Backhuys, 1:89-118

Agostinho AA, Gomes LC, Veríssimo, Okada EK (2004a) Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Rev Fish Biol Fisher* 14:11–19

Agostinho AA, Thomaz SM, Gomes LC (2004b) Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrol Hydrobiol* 4(3):255-268

Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice FM (2007) *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Brazil

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

ANA/Brasil. Agência Nacional de Águas. M.M.A. Disponível em: [www.ana.gov.br](http://www.ana.gov.br), <http://hidroweb.ana.gov.br>

Amoros C, Bornette G (2002) Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biol* 47:761-776

Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol* 26:32-46

Bailly D, Agostinho AA, Suzuki HI (2008) Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá River, Upper Pantanal, Brazil. *River Res Applic* 24:1218-1229

Brunke M (2002) Floodplains of a regulated southern alpine river (Brenno, Switzerland): ecological assessment and conservation options. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst* 12: 583-599

Cantanhêde G, Hahn NS, Fugi R, Gubiani ÉA (2008) Alterations on piscivorous diet following change in abundance of prey after impoundment in a Neotropical river. *Neotrop Ichthyol* 6(4):631-636

Cunico AM, Graça WJ, Veríssimo S, Bini LM (2002) Influência do nível hidrológico sobre a assembleia de peixes em lagoa sazonalmente isolada da planície de inundação do alto rio Paraná. *Acta Scientiarum* 24(2):383-389

Daga VS, Gubiani EA, Cunico AM, Baumgartner G (2012) Effects of abiotic variables on the distribution of fish assemblages in streams with different anthropogenic activities in southern Brazil *Neotrop Ichthyol*, 10(3):643-652

Escalera-Vázquez LH, Zambrano L (2010) The effect of seasonal variation in abiotic factors on fish community structure in temporary and permanent pools in a tropical wetland. *Freshwater Biol* 55:2557-2569

Fernandes R, Agostinho AA, Ferreira EA, Pavanelli CS, Suzuki HI, Lima DP, Gomes LC (2009) Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the Upper Paraná River floodplain. *Braz J Biol* 69(2Supl.):669-680

Ferreira K (2014) Alterações de nível a jusante de barragens: influência sobre a assembleia de peixes de região litorânea de lagoas. Exame Geral de Qualificação. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Estadual de Maringá

Fischer P, Öhl U (2005) Effects of water-level fluctuations on the littoral benthic fish community in lakes: a mesocosm experiment *Behav Ecol* doi:10.1093/beheco/ari047

FishBase: <http://www.fishbase.se> – Acessado em 19/11/2015



- Fonseca IA, Rodrigues L (2005) Comunidade de algas perifíticas em distintos ambientes da planície de inundação do alto Paraná. *Acta Scientiarum* 27(1): 21-28
- Gomes LC, Agostinho AA (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 Manag Ecol* 4(4):263-274
- 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
- Gonçalves CS, Braga FMS (2008) Diversidade e ocorrência de peixes na área de influência da UHE Mogi Guaçu e lagoas marginais, bacia do alto rio Paraná, São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop* 8(2):103-114
- Gower JC (1966) Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. *Biometrika* 53:325 -338.
- Gower JC (2005) Principal Coordinates Analysis. *Encyclopedia of Biostatistics* 6 Published Online doi:10.1002/0470011815.b2a13070.
- Gubiani ÉA, Gomes LC, Agostinho AA, Okada EK (2007) Persistence of fish populations in the upper Paraná River: effects of water regulation by dams. *Ecol Freshw Fish* 16:191–197
- Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE (1989) The flood pulse concept in river-floodplain systems. In *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)*, ed. by Dodge DP, 110–127. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, Ottawa, Canada
- Lake PS (2003) Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biol* 48:1161–1172
- Legendre P, Legendre L (2012) *Numerical Ecology*, 3rd English edition. *Developments in Environmental Modelling*, vol. 24. Elsevier Science BV, Amsterdam. Xiv + 990 pp. ISBN – 13: 978-0444538680
- Lewin WC, Okun N, Mehner T (2004) Determinants of the distribution of juvenile fish in the littoral area of a shallow lake. *Freshwater Biol* 49:410–424
- Lytle DA, Poff NLR (2004) Adaptation to natural flow regimes. *Trends Ecol Evol* 19(2):94–100
- Luz SCS, El-Deir ACA, França EJ, Severi W (2009) Estrutura da assembleia de peixes de uma lagoa marginal desconectada do rio, no submédio Rio São Francisco, Pernambuco. *Biota Neotrop* 9(3):117-129
- Magoulick DD (2000) Spatial and temporal variation in fish assemblages of drying stream pools: The role of abiotic and biotic factors *Aquat Ecol* 34(1): 29-41

- Magoulick DD, Kobza RM (2003) The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshwater Biol* 48:1186–1198
- Menezes RF, Borchsenius F, Svenning JC et al (2014) Homogenization of fish assemblages in different lake depth strata at local and regional scales. *Freshwater Biol.* doi:10.1111/fwb.12526
- Mérona B, Santos GM, Almeida RG (2001) Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environ Biol Fish* 60:375-392
- Naiman RJ, Latterell JJ, Pettit NE, Olden JD (2008) Flow variability and biophysical vitality of rivers systems. *CR Geosci* 340:629-643
- Olden JD, Jackson DA, Peres-Neto PR (2001) Spatial isolation and fish communities in drainage lakes. *Oecologia* 127:572–585
- 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
- Oliveira EF, Goulart E, Minte-Vera CV (2004) Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu reservoir, Paraná, Brazil. *Braz J Biol* 64(3A):447-458
- Oliveira AG, Gomes LC, Agostinho AA (2014) Implications of using a variety of fishing strategies and sampling techniques across different biotopes to determine fish species composition and diversity. *Natureza & Conservação* 12:112-117
- PELD (2000): [http://www.peld.uem.br/Relat2000/2\\_2\\_CompBioticoDesLocAmost.PDF](http://www.peld.uem.br/Relat2000/2_2_CompBioticoDesLocAmost.PDF)  
Acessado em 20/11/2015
- Perry AL, Low PJ, Ellis JR, Reynolds JD (2005) Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science* 308:1912-1915
- Piana PA, Gomes LC, Cortez EM (2006) Factors influencing *Serrapinnus notomelas* (Characiformes: Characidae) populations in upper Paraná river floodplain lagoons. *Neotrop Ichthyol*, 4(1):81-86
- Pielou, EC (1966) The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biol* 13:131-44
- Pierce CL, Rasmussen JB, Lgget WC (1990) Sampling littoral fish with a seine: corrections for variable capture efficiency. *Can J Fish Aquat Sci* 47:1004-1010
- Poff NLR, Olden JD, Merritt DM, Pepin DM (2007) Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *PNAS* 104(14):5732–5737
- Pompeu PS, Godinho HP (2006) Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco River, Brazil. *Neotrop Ichthyol* 4(4):427-433

Portal Brasil. Disponível em: <http://www.brasil.gov.br/infraestrutura/2011/12/potencial-hidreletrico-brasileiro-esta-entre-os-cinco-maiores-do-mundo>

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

Rodríguez MA, Lewis Jr WM (1997) Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs* 67:109-128.

Scarabotti PA, López JA, Pouilly M (2011) Flood pulse and the dynamics of fish assemblage structure from neotropical floodplain lakes. *Ecol Freshw Fish* 20:605–618

Snodgrass JW, Bryan AL, Jr., Lide RF, Smith GM (1996) Factors affecting the occurrence and structure of fish assemblages in isolated wetlands of the upper coastal plain, U.S.A. *Can J Fish Aquat Sci* 53:443–454

Souza Filho EE (2009). Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. *Braz J Biol* 69(2 Suppl.):707-716

Tejerina-Garro FL, Fortin R, Rodríguez MA (1998) Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environ Biol of Fish* 51:399–410

Tejerina-Garro FL, Mérona B (2010) Flow seasonality and fish assemblage in a tropical river, French Guiana, South America. *Neotrop Ichthyol* 8(1):145-154

Thomaz SM, Bini LM, Bozelli RL (2007) Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579:1-13

Tockner K, Stanford JA (2002) "Review of: Riverine Flood Plains: Present State and Future Trends". Biological Sciences Faculty Publications, paper 166. [http://scholarworks.umt.edu/biosci\\_pubs/166](http://scholarworks.umt.edu/biosci_pubs/166). Accessed 01 August 2015

Tundisi JG, Tundisi TM (2008) *Limnologia*. Oficina de textos, São Paulo

Vazzoler AEAM, Agostinho AA, Hahn NS (eds.) (1997) *A planície de inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá

Ward JV, Stanford JA (1995) Ecological Connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regul Rivers: Res Mgmt* 2:105-119

Ward JV, Tockner K, Schiemer F (1999) Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regul Rivers: Res Mgmt* 15:125 – 139

Winemiller KO (1989) Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia* 81(2):225-241

APÊNDICE A – Composição de espécies em cada lago. (LGAR: Garças; LOSM: Osmar; LPVE: Pau Veio; “X” indica valor médio de CPUE igual ou inferior a 10 indivíduos/1000 m<sup>2</sup> de área arrastada, “XX” valores entre 10,01 e 50, e “XXX” mais que 50.

Táxons	LGAR	LOSM	LPVE	Nº de Tombo
<b>Characiformes</b>				
Acestrorhynchidae				
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	x	x	x	NUP007581
Anostomidae				
<i>Leporinus elongatus</i>			x	NUP012190
<i>Leporinus friderici</i>	x	x	x	NUP12276
<i>Leporinus lacustris</i>		x		NUP13789
<i>Leporinus obtusidens</i>		x		NUP13407
<i>Schizodon altoparanae</i>		x		
<i>Schizodon borelli</i>		x	x	NUP3307
Characidae				
Aphyocharacinae				
<i>Aphyocharax anisitsi</i>	x	x		NUP15326
<i>Aphyocharax dentatus</i>	x	x	x	NUP011131
<i>Aphyocharax</i> sp.	x	x	x	NUP009412
Characinae				
<i>Roebooides descavadensis</i>	x	xx	x	NUP011126
Cheirodontinae				
<i>Odontostilbe</i> sp.	xx	xx	x	NUP007575
<i>Serrapinnus calliurus</i>		xx	x	NUP017083
<i>Serrapinnus heterodon</i>		x		NUP008814
<i>Serrapinnus notomelas</i>	xx	xxx	x	NUP008627
<i>Serrapinnus</i> sp. 1	x	xx	x	NUP011122
<i>Serrapinnus</i> sp. 2	x	x		NUP011029
Incertae sedis				
<i>Astyanax altiparanae</i>	x	xx	x	NUP013483
<i>Astyanax schubar</i>		x		
<i>Bryconamericus exodon</i>	x			NUP009411
<i>Bryconamericus stramineus</i>	x	x	x	NUP016811
<i>Hyphessobrycon eques</i>	x	xx	x	NUP015327
<i>Hyphessobrycon guarani</i>	x	x		NUP006519
<i>Hemigrammus marginanatus</i>	x	x	x	NUP011125
<i>Hemigrammus ora</i>	x	x	x	NUP015325
<i>Hemigrammus</i> sp.	x			
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	xx	x	x	NUP004786

<i>Hyphessobrycon</i> sp.1			x	
<i>Moenkhausia</i> aff. <i>gracilima</i>			x	NUP007765
<i>Moenkhausia</i> aff. <i>intermedia</i>	x	xx	x	NUP013616
<i>Moenkhausia</i> aff. <i>sanctaefilomenae</i>	x	x	x	
<i>Moenkhausia</i> <i>bonita</i>	x	x	x	NUP006231
<i>Moenkhausia</i> <i>foresti</i>	x	x	x	NUP013624
<i>Moenkhausia</i> <i>gracilima</i>	xx	x	xx	NUP011120
<i>Moenkhausia</i> <i>intermedia</i>	x			NUP013593
<i>Moenkhausia</i> <i>sanctaefilomenae</i>		x		NUP011238
<i>Psellogrammus</i> <i>kennedy</i>	x	xx	x	NUP003923
<b>Serrasalminae</b>				
<i>Metynnis</i> <i>lippincottianus</i>	x	x	x	NUP011962
<i>Myleus</i> <i>tiete</i>		x		NUP013668
<i>Metynnis</i> sp.			x	
<i>Serrasalmus</i> <i>maculatus</i>		x	x	NUP011119
<i>Serrasalmus</i> <i>marginatus</i>		x	x	NUP013634
<b>Salminae</b>				
<i>Salminus</i> <i>brasiliensis</i>	x			NUP012690
<b>Crenuchidae</b>				
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i>		x	x	NUP011585
<i>Characidium</i> sp.	x			NUP011784
<b>Curimatidae</b>				
<i>Cyphocarrax</i> <i>modestus</i>		x	x	
<i>Cyphocarax</i> <i>nagelii</i>		x		
<i>Steindachmerina</i> <i>brevipinna</i>	x	xx	x	NUP006291
<i>Steindachmerina</i> <i>insculpta</i>	x	x	x	NUP006232
<b>Cynodontidae</b>				
<i>Raphiodon</i> <i>vulpinus</i>	x			NUP011153
<b>Erithrynidae</b>				
<i>Hoplerythrinus</i> <i>unitaeniatus</i>		x		NUP006234
<i>Hoplias</i> sp. 1	x	x	x	NUP007582
<i>Hoplias</i> sp. 2	x	x		NUP016996
<i>Hoplias</i> sp. 3		x	x	NUP007286
<b>Hemiodontidae</b>				
<i>Hemiodus</i> <i>orthonops</i>	x			NUP011217
<b>Lebiasinidae</b>				
<i>Pyrrhulina</i> <i>australis</i>	x	x	x	NUP012245
<b>Parodontidae</b>				
<i>Apareiodon</i> <i>affinis</i>		x	x	NUP012676
<b>Prochilodontidae</b>				
<i>Prochilodus</i> <i>lineatus</i>	x	x	x	NUP012187
<b>Perciformes</b>				
<b>Cichlidae</b>				
<i>Apistogramma</i> <i>commbrae</i>	x	x	x	NUP005512
<i>Astronotus</i> <i>crassipinnis</i>	x	x		NUP010818
<i>Crenicichla</i> <i>britski</i>		x	x	NUP012350

<i>Cichla kelberi</i>	xx	x	x	NUP010817
<i>Cichlasoma paranaense</i>		x		NUP006293
<i>Cichla piquiti</i>			x	NUP011152
<i>Cichla</i> sp.			x	NUP017049
<i>Geophagus proximus</i>	x			NUP006254
<i>Laetacara araguaiae</i>		x		NUP012081
<i>Laetacara</i> sp.	x			
<i>Satanoperca pappaterra</i>	x	x	x	NUP006343
<b>Siluriformes</b>				
Auchenipteridae				
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	x			NUP003302
Callichthyidae				
<i>Hoplosternum littorale</i>		x		
Heptapteridae				
<i>Pimelodella gracilis</i>		x		
Loricariidae				
Loricariinae				
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	x	xx	x	NUP013631
Hypostominae				
<i>Pterygoplichthys anisitsi</i>		x		NUP002570
<i>Rhineleps aspera</i>	x			NUP016862
Pimelodidae				
<i>Megalonema platanum</i>	x			
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	x	x		NUP012170
<i>Pimelodus maculatus</i>	x	x		NUP008637
<b>Cyprinodontiformes</b>				
Poeciliidae				
<i>Pamphorichthys</i> sp.	x	x	x	NUP007570
<b>Gymnotiformes</b>				
Hypopomidae				
<i>Brachyhypopomus</i> cf. <i>pinnicaudatus</i>			x	NUP005257
<i>Brachyhypopomus gauderio</i>		x		NUP003164
<b>Synbranchiformes</b>				
Synbranchidae				
<i>Synbranchus marmoratus</i>		x		NUP013615
<b>Pleuronectiformes</b>				
Achiridae				
<i>Catathyridium jenynsii</i>	x			
<b>Myliobatiformes</b>				
Potamotrygonidae				
<i>Potamotrygon</i> cf. <i>falkneri</i>	x			

---

APÊNDICE B - Resultados do teste a posteriori (PERMANOVA par-a-par) entre os locais em cada ano de estudo (LGAR = Lagoa das Garças; LOSM = Lagoa do Osmar; LPVE = Ressaco do Pau Véio). Os asteriscos (\*) indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).

<b>2002</b>	LGAR	LOSM	LPVE	<b>2008</b>	LGAR	LOSM	LPVE
	LGAR	0,28	0,02*		LGAR	0,08	0,11
	LOSM	0,28	0,02*		LOSM	0,08	0,18
	LPVE	0,02*	0,02*		LPVE	0,11	0,18
<b>2003</b>	LGAR	LOSM	LPVE	<b>2009</b>	LGAR	LOSM	LPVE
	LGAR	0,32	0,66		LGAR	0,11	0,09
	LOSM	0,32	0,33		LOSM	0,11	0,63
	LPVE	0,66	0,33		LPVE	0,09	0,63
<b>2004</b>	LGAR	LOSM	LPVE	<b>2010</b>	LGAR	LOSM	LPVE
	LGAR	0,10	0,30		LGAR	0,10	0,77
	LOSM	0,10	0,29		LOSM	0,10	0,05
	LPVE	0,30	0,29		LPVE	0,77	0,05
<b>2005</b>	LGAR	LOSM	LPVE	<b>2011</b>	LGAR	LOSM	LPVE
	LGAR	0,73	0,06		LGAR	0,11	0,14
	LOSM	0,73	0,09		LOSM	0,11	0,19
	LPVE	0,06	0,09		LPVE	0,14	0,19
<b>2006</b>	LGAR	LOSM	LPVE	<b>2012</b>	LGAR	LOSM	LPVE
	LGAR	0,02*	0,94		LGAR	0,02*	0,05
	LOSM	0,02*	0,10		LOSM	0,02*	0,11
	LPVE	0,94	0,10		LPVE	0,05	0,11
<b>2007</b>	LGAR	LOSM	LPVE	<b>2013</b>	LGAR	LOSM	LPVE
	LGAR	0,53	0,05		LGAR	0,02*	0,02*
	LOSM	0,53	0,08		LOSM	0,02*	0,02*
	LPVE	0,05	0,08		LPVE	0,02*	0,02*