

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

JEAN CARLO GONÇALVES ORTEGA

**Padrões espaço-temporais de coocorrência em assembleias de peixes de
uma planície de inundação neotropical**

Maringá
2014

JEAN CARLO GONÇALVES ORTEGA

**Padrões espaço-temporais de coocorrência em assembleias de peixes de
uma planície de inundação neotropical**

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. Angelo Antonio Agostinho

Maringá
2014

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

O77p

Ortega, Jean Carlo Gonçalves, 1989-

Padrões espaço-temporais de coocorrência em assembleias de peixes de uma planície de inundação neotropical / Jean Carlo Gonçalves Ortega. -- Maringá, 2014.
44 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2014.

Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho.

1. Peixes de água doce - Assembleia - Coocorrência - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Peixes de água doce - Comunidades - Coocorrência - 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. -597.178209816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

JEAN CARLO GONÇALVES ORTEGA

Padrões espaço-temporais de coocorrência em assembleias de peixes de uma planície de inundação neotropical

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. Angelo Antonio Agostinho
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Almir Manoel Cunico
Universidade Federal do Paraná (UFPR)

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

Aprovada em: 21 de fevereiro de 2014

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

Para minha florzinha, Lívia.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que direta ou indiretamente contribuíram para realização deste e consequentemente contribuíram para a conclusão dessa etapa acadêmica.

Primeiramente agradeço aos meus pais por todo o incentivo durante toda minha vida, pelo apoio, compreensão e liberdade que deram para realizar meus planos. Além disso, sou eternamente grato à eles por toda a ajuda com a Lívia. Aos meus irmão e Angélica pelo apoio e compreensão pela ausência.

Agradeço aos meus amigos que fiz em Maringá pelo incentivo, reduzir a saudade de casa e por toda a amizade compartilhada. Em especial, Fabrício, Rogério, Natalia, Herick, Leticia, Bianca, Karina, Marília, Dani e Louizi. Aos meus amigos do laboratório, Anielly, Raffael, Angela, Rosa, Natalia, Larissa, Fábio, Mirtha e Silvia por todas as discussões, comentários e ideias.

Em especial para esse trabalho, agradeço à Sybelle pelos comentários, à Rosa pelo convite e à Ana e Edson pela ajuda e discussão em todas as etapas desse projeto. Aos membros da banca pela disponibilidade e por todas as contribuições ao manuscrito. Aos membros da banca, Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes e Almir Manoel Cunico por todas as contribuições ao manuscrito. Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado, ao convênio PROEX entre CAPES e o Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA) pelo suporte/financiamento de atividades diversas relacionadas ao mestrado, ao Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia) por proporcionar as melhores condições possíveis para realização desse trabalho, e ao programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD sítio 6), financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela realização desse belíssimo trabalho de monitoramento ecológico da planície de inundação do alto rio Paraná que possibilitou a realização desse trabalho assim como de centenas de outros.

Por fim, agradeço ao meu orientador, prof. Angelo, por todas as oportunidades, orientações, ideias, discussões que certamente contribuíram muito para minha introdução à ecologia.

Padrões espaço-temporais de coocorrência em assembleias de peixes de uma planície de inundação neotropical

RESUMO

Ao longo do tempo uma comunidade pode ser estruturada por mecanismos determinísticos, estocásticos ou por ambos. Foi avaliado se a assembleia de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná apresenta uma estruturação espaço-temporal e quais os principais mecanismos responsáveis pelos padrões de organização. A ictiofauna foi monitorada trimestralmente utilizando redes de espera e de arrasto. A estruturação das assembleias foi avaliada pelo índice C-Score e modelos nulos. A influência do ambiente (variáveis físico-químicas e o nível do rio) e tempo sobre a coocorrência foi avaliada por análise de componentes principais, regressões múltiplas, simples e análise de variância. Assembleias compostas por espécies de maior porte apresentam padrões de segregação de espécies em escala espacial e temporal. Já as compostas por espécies de menor porte frequentemente apresentaram padrões aleatórios. Variáveis físico-químicas não se relacionaram com a coocorrência entre as espécies. Padrões de coocorrência tenderam a ser aleatórios conforme o aumento no nível do rio, somente para assembleias de peixes de maior porte em meses de águas altas. É possível que a estruturação nessas assembleias seja influenciada por traços de história de vida das espécies que as compõem, e que temporalmente estão sujeitas à uma dinâmica de organização e desorganização seguindo um gradiente hidrométrico.

Palavras-chave: Montagem de comunidades. Desmontagem de comunidades. Peixes de água doce. Planície de inundação do alto rio Paraná. C-Score.

Spatial-temporal co-occurrence patterns of fish assemblages in a Neotropical floodplain

ABSTRACT

A community can be structured by deterministic, stochastic or both mechanisms along time. It was assessed if the fish assemblage of upper Paraná River floodplain is spatial-temporally structured and which main mechanisms are driving these organizational patterns. The floodplain ichthyofauna was sampled quarterly with seine and gillnet. The assemblage structure was assessed with the C-Score index and null models. The influence of the environment (physicochemical variables and the river level) and time on co-occurrence was assessed by principal component analysis, multiple and simple regressions and analysis of variance. Assemblages with large sized species showed patterns of species segregation in spatial and temporal scales, while those composed of small sized species often exhibit random patterns. Environmental predictors did not predict co-occurrence among species. Patterns of co-occurrence tended to be random as the river level increases, only in the assemblage of large sized species in high water months. The structure of these assemblages might be influenced by life history traits of the species that compose the assemblage, and that temporally they are subjected to an assembly and disassembly dynamics following a hydrometrical gradient.

Keywords: Community assembly. Community disassembly. Freshwater fish. Upper Paraná River floodplain. C-Score.

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação *Oikos*. Disponível em: <[http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/\(ISSN\)1600-0706](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/(ISSN)1600-0706)>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	9
2	MATERIAL E MÉTODOS	11
2.1	ÁREA DE ESTUDO.....	11
2.2	COLETA DE DADOS.....	13
2.3	ANÁLISE DE DADOS.....	13
3	RESULTADOS	16
4	DISCUSSÃO	20
	REFERÊNCIAS	23
	APÊNDICE A - Variáveis físico-químicas da água medidas durante.....	28
	APÊNDICE B - Script das análises realizadas no software R.....	30
	APÊNDICE C - Lista de espécies amostradas na planície de inundação.....	33
	APÊNDICE D - C-Score observado, simulado...rede de espera.....	39
	APÊNDICE E - C-Score observado, simulado...rede de arrasto.....	42

1 INTRODUÇÃO

Ao longo do tempo uma comunidade pode ser organizada por processos determinísticos (Gotelli and McCabe 2002), estocásticos (Ulrich 2004) ou mesmo ambos atuando em conjunto (Ruhí et al. 2014). A ação desses processos leva a padrões distintos de ocorrência de espécies. Comunidades estruturadas por processos determinísticos podem apresentar um padrão de coocorrência de segregação (e.g. Gotelli and McCabe 2002, Heino and Grönroos 2013) ou agregação de espécies (e.g. Presley 2011) no espaço e no tempo. Enquanto que comunidades estruturadas por mecanismos estocásticos, apresentam padrões de coocorrência aleatórios, nos quais uma espécie ocorre independentemente da ocorrência da outra.

Em uma situação de segregação, as espécies de uma comunidade não tendem a ocorrer em um mesmo local ou tempo. Essa segregação entre as espécies pode ser devido ao efeito da competição (Diamond 1975; Gotelli and McCabe 2002), predação (Englund et al. 2009; Fernandes et al. 2009) ou ainda devido a filtros ambientais (Mouchet et al. 2013; Ruhí et al. 2014). Coocorrência agregada indica que as espécies tendem a ocorrer conjuntamente. Esse padrão de coocorrência pode surgir devido à requerimentos ecológicos similares entre as espécies da comunidade (Presley 2011), relações de facilitação ou mesmo de parasitismo (Krasnov et al. 2014). Processos neutros (i.e. capacidade de dispersão, estocasticidade demográfica; Ulrich 2004) ou a interação entre alguns processos determinísticos (Boschilia et al. 2008; Caruso et al. 2011; Azeria et al. 2012) podem gerar padrões aleatórios de coocorrência.

Há evidências que padrões de coocorrência segregadas são comuns em diversos táxons (Gotelli and McCabe 2002; Oliveira et al. 2005; Bellay et al. 2012; Both et al. 2011; Ruhí et al. 2014) ou grupos funcionais (Hoeinghaus et al. 2007; Heino 2013). Contudo, ainda há controvérsia nas generalizações de padrões de coocorrência (Gotelli and McCabe 2002; Oliveira et al. 2005; Boschilia et al. 2008; Ruhí et al. 2014). Parte dessa controvérsia na teoria pode ser devido ao fato que análises que não consideram a presença de guildas ou grupos funcionais podem omitir o efeito da competição na segregação entre as espécies (Gilpin and Diamond 1982; Both et al. 2011; Heino 2013). A escassez de análises temporais sobre organização de comunidades também contribui para esse desencontro. Uma das hipóteses da organização de comunidades em escalas temporais prediz que, após perturbações, uma comunidade se desorganiza e apresenta um aumento progressivo na organização (i.e. inicialmente exhibe um padrão de coocorrência aleatório e ao longo do tempo as espécies da comunidade se segregam ou

agregam em resposta à retomada da estabilidade do sistema; Sanders et al 2003; Arrington et al. 2005; Fernandes et al. 2009; Boschilia et al. 2012). Nesse cenário, abordagens somente em escala espaciais podem levar a conclusões incompletas sobre a organização de comunidades.

Análises ao longo do tempo possibilitam inferências mais robustas sobre mecanismos subjacentes aos padrões de organização (Sanders et al. 2003; Dornelas et al. 2013; Mouchet et al. 2013). Como cada comunidade está inserida em um contexto espaço-temporal particular, acompanhar como a comunidade se organiza no tempo pode permitir a percepção de perturbações naturais (e.g. Arrington et al. 2005; Sanders et al. 2007; Boschilia et al. 2012), antropogênicas (e.g. Sanders et al. 2003) e distinguir a ação de mecanismos evolutivos distintos sobre a organização da comunidade (e.g. Mouchet et al. 2013).

Peixes constituem um dos grupos de organismos sobre o qual ainda há um intenso debate sobre padrões de coocorrência. Alguns autores evidenciam que assembleias de peixes podem apresentar tanto padrões de coocorrência aleatórios (Gotelli and McCabe 2002; Fernandes et al. 2009) quanto segregados (Oliveira et al. 2005; Bhat and Magurran 2007). Esses padrões de coocorrência contrastantes podem ser devidos à mecanismos estruturadores distintos atuando sobre esse grupo, visto que peixes são um grupo rico em traços de história de vida (Winemiller and Rose 1992) e exploram uma grande diversidade de ambientes (Matthews 1998).

Em ecossistemas tropicais sujeitos a regimes sazonais de seca e cheia, as assembleias de peixes podem apresentar um aumento progressivo no grau de organização seguindo a variação hidrométrica (Arrington et al. 2005; Fernandes et al. 2009). Com o aumento do nível da água, tanto as condições físicas e químicas, como as biológicas do ambiente aquático tendem a ser homogeneizadas (Thomaz et al. 2007). Particularmente para os peixes, o aumento no nível da água propicia um aumento na área disponível para dispersão, reiniciando o processo de organização da assembleia (i.e. as assembleias tendem a apresentar padrões aleatórios; Arrington et al. 2005; Fernandes et al. 2009). Com a diminuição do nível da água, alguns locais passam a ser isolados, e os efeitos de interações biológicas podem predominar na organização da assembleia, gerando padrões de segregação possivelmente pela exclusão de algumas espécies (Fernandes et al. 2009).

Foi avaliado se a assembleia de peixes de uma planície de inundação neotropical apresenta um padrão de estruturação espaço-temporal e quais os principais mecanismos

responsáveis pela sua organização. Foi testada a hipótese de que I) a assembleia de peixes é estruturada espacialmente em diferentes escalas espaciais [toda a planície, por sub-bacias e ambientes que constituem a planície (rios, lagoas)]. Espera-se que a assembleia de peixes da planície, apresentem um padrão de segregação entre as espécies maior que a esperada ao acaso. Além disso, foi avaliada a hipótese de que II) essa assembleia se estrutura temporalmente em função dos pulsos sazonais de cheia e seca e variabilidades interanuais. Assim, espera-se que I) em períodos de isolamento (seca), a assembleia seja estruturada (i.e. padrões segregados) e que, em períodos de conexão hidrológica (cheia), essa assembleia se desestruture (i.e. apresente padrões de coocorrência aleatórios); e que II) a estruturação dessa assembleia aumente em função do tempo (variabilidades interanuais). Finalmente, foi avaliada a contribuição de variáveis físico-químicas como mecanismos estruturadores da coocorrência dessa assembleia. Por se tratar de um ambiente diverso e com peixes de grande e pequeno porte (Agostinho et al. 2007) que podem explorar ambientes distintos, essas hipóteses foram testadas separadamente para assembleias de peixes que diferem no tamanho do corpo. Essas hipóteses foram testadas utilizando um monitoramento em longa escala temporal na assembleia de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

As coletas foram realizadas na planície de inundação do alto rio Paraná, localizada entre 22°40' e 23°40'S e entre 53°10' e 53°40'O (Figura 1). A planície constitui-se de um trecho lótico de 230 km, o último não barrado da bacia do alto rio Paraná, sendo limitado a montante pela barragem de Porto Primavera e a jusante pelo remanso da barragem de Itaipu. O trecho de planície estudado compreende três sub-bacias: a sub-bacia do rio Ivinhema, não represada, que corre no sentido norte-sul na planície, a do rio Baía, que corre a partir da planície paralelamente ao rio Paraná, e a do rio Paraná que corre no sentido nordeste-sudeste e apresenta barramentos dispostos em série a montante da planície (Agostinho et al. 2007; Boschilia et al. 2008).

Os barramentos a montante impactam o ciclo hidrológico da planície, sendo que geram flutuações diárias no nível do rio (Agostinho et al. 2004b) e tornam os regimes de cheias anuais descontínuos, i.e. em alguns anos não existe a conexão hidrológica de ambientes isolados à calha dos principais rios (Figura 2). Mas, o pulso de inundação ainda é a principal força que determina o funcionamento da planície, a estrutura e

composição da comunidade biótica (Suzuki et al. 2009). Assim, o ciclo hidrológico dessa planície de inundação é composto de um período de águas altas (de novembro a março) e um de águas baixas (de abril a outubro; Agostinho et al. 2004a), com variações interanuais relacionadas à intensidade da precipitação nos trechos superiores da bacia hidrográfica.

A ictiofauna dessa região é composta por mais de 150 espécies, apresentando uma alta taxa de *turnover* espacial e temporal de espécies (Agostinho et al. 2004a). Essas espécies ocorrem em ambientes distintos na planície de inundação, como canais principais dos rios, lagoas permanentemente conectadas aos rios e outras que se conectam ao rio no período das águas altas (daqui em diante lagoas abertas e fechadas, respectivamente), que variam quanto às condições abióticas (Petry et al. 2003; Apêndice A).

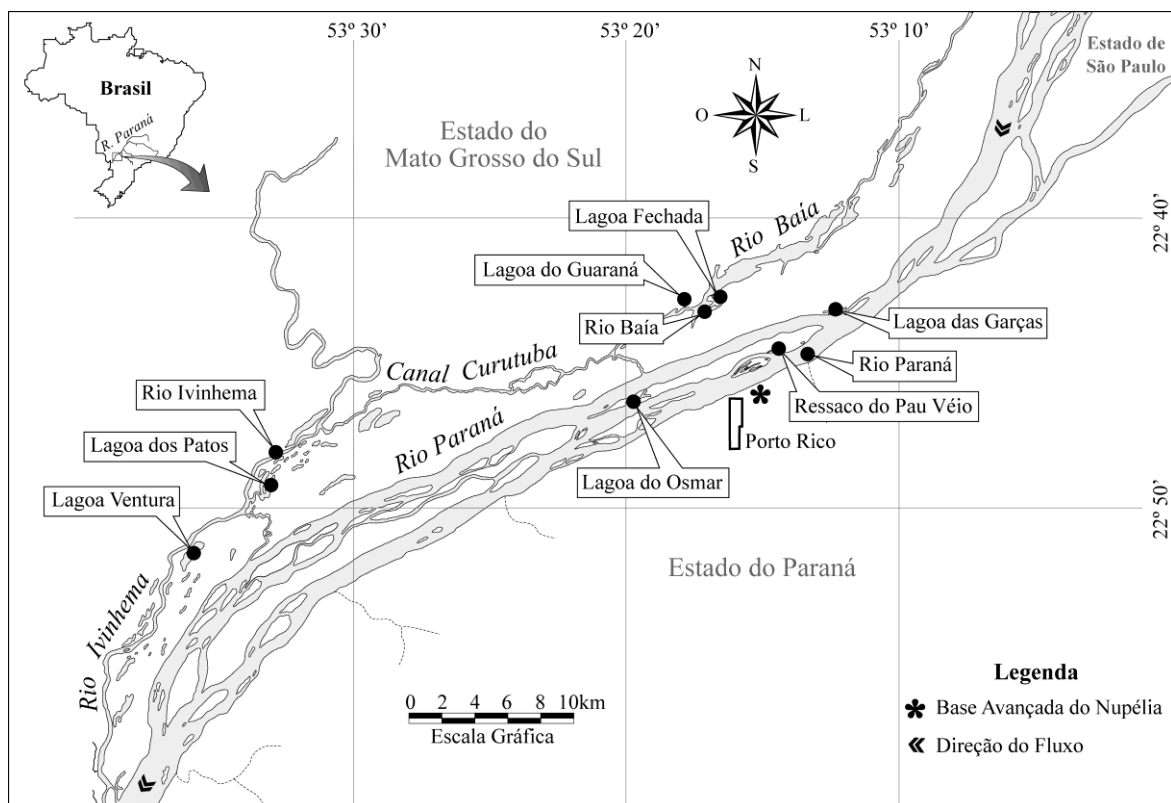


Figura 1. Mapa da planície de inundação do alto rio Paraná.

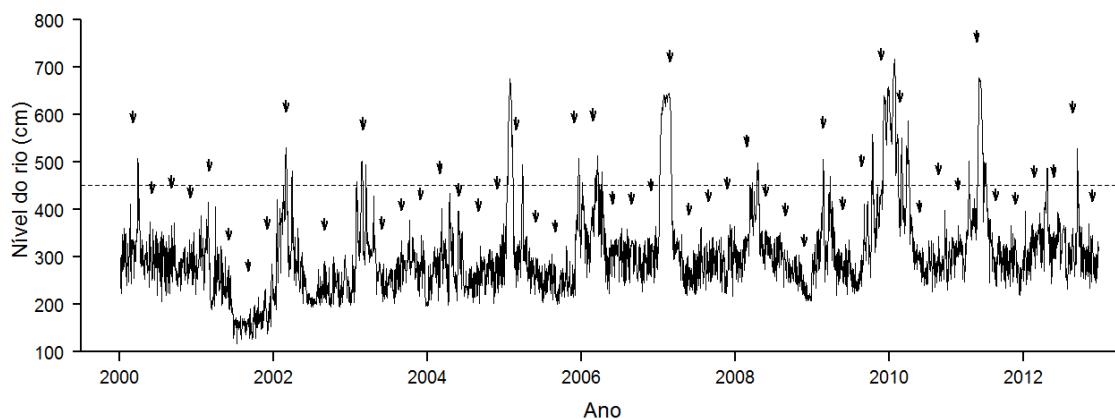


Figura 2. Cota hidrométrica do rio Paraná durante o período amostrado. A linha tracejada indica o nível a partir do qual as lagoas passam a se conectar hidrológicamente aos rios principais (460 cm; segundo Souza Filho 2009). Setas: meses de coleta.

2.2 COLETA DE DADOS

As coletas foram realizadas trimestralmente no período de 2000 a 2012 como parte do monitoramento realizado no Programa de Pesquisa Ecológicas de Longa Duração (PELD/CNPq), executado pelo Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura da Universidade Estadual de Maringá (Nupélia/UEM). Os peixes foram coletados nas calhas dos três rios principais, em quatro lagoas abertas e duas fechadas (Figura 1; Apêndice A) utilizando baterias de redes de espera com malhas entre 2 e 16 cm entre nós. As redes foram instaladas perpendicularmente a margem, expostas por 24 horas e revistadas a cada 8 horas. Desse modo, as baterias de rede de espera amostraram a região litorânea e pelágica de cada ambiente. Peixes também foram amostrados na região litorânea das lagoas (abertas e fechadas) por rede de arrasto com malha de 0,5 cm. Após a coleta, os exemplares foram identificados em laboratório com a ajuda de especialistas. Exemplares testemunhos foram depositados na Coleção Ictiológica do Nupélia (NUP).

Em cada ponto de coleta foram mensurados a temperatura da água, transparência da coluna de água, pH, condutividade elétrica, concentração de oxigênio dissolvido, clorofila a, nitrogênio e fósforo total. O nível do rio foi obtido na estação fluviométrica de Porto São José - PR (Agencia Nacional de Águas-Estação 2253016).

2.3 ANÁLISE DE DADOS

Foram montadas matrizes de ocorrência, nas quais as linhas representaram as espécies coletadas e as colunas os locais ou os períodos amostrados. Montamos uma matriz geral, onde nas colunas estavam cada local por mês de coleta. As demais matrizes foram montadas separando escalas temporais e espaciais. Para isso, foi considerada três escalas espaciais (sub-bacia, biótopo e local amostrado) ou temporais (ano, sazonal e mês de coleta). É importante ressaltar que nas análises de coocorrência a seguir, o efeito de cada tipo de escala (espacial ou temporal) não são independentes entre si, i.e. em cada análise de coocorrência em escala espacial ainda há o efeito da escala temporal e vice-versa.

As matrizes de ocorrência foram montadas separadamente para os peixes coletados por rede de espera e de arrasto. Os peixes coletados foram separados por método de coleta, pois estes selecionam tamanhos e espécies capturadas (Olin and Malinen 2003) e as coletas por rede de arrasto foram empregadas somente em lagoas.

O padrão de organização espaço-temporal da assembleia foi estimado com o índice de coocorrência C-Score (Stone and Roberts 1990). Esse índice calcula as médias de ocorrência dos pares de espécies da assembleia no modelo de tabuleiro de xadrez (Stone and Roberts 1990; Gotelli and McCabe 2002):

$$C_{ij} = (r_i - S_{ij})(r_j - S_{ij})$$

$$C\text{ Score} = \sum_i \sum_{i < j} \frac{C_{ij}}{(M(M-1)/2)}$$

Onde: C_{ij} : unidades em tabuleiro para o par de espécies ij ; r_i : total de ocorrências da espécie i na matriz de incidências (somatório da linha i); r_j : total de ocorrências da espécie j na matriz de incidências (somatório da linha j); S_{ij} : número de coocorrências da espécie i e j (locais ou tempo que ambas compartilham); M : número de espécies na matriz. Quanto maior o valor do C-Score menor a coocorrência entre as espécies de uma assembleia.

Um modelo nulo foi utilizado para avaliar se o padrão de organização observado foi diferente de padrões gerados ao acaso (Gotelli and McCabe 2002). Modelos nulos são modelos estatísticos que, através de randomização de atributos ecológicos, produzem padrões ecológicos de interesse (Gotelli and McGill 2006). Desse modo, é possível fazer inferências sobre um determinado padrão ou processo observado em relação ao que seria esperado por puro acaso (i.e. o padrão ou processo gerado pelo modelo nulo). Para isso, as ocorrências nas matrizes foram aleatorizadas sequencialmente utilizando um algoritmo mantendo o total de ocorrências por espécie

(linhas) e por locais ou períodos de coleta (colunas) fixos (Gotelli 2000). Em seguida, o C-Score foi calculado para cada uma das assembleias simuladas e, em seguida, o C-Score observado foi comparado à média dos C-Scores simulados. Para cada matriz foram realizadas 30000 simulações. Valores maiores que os gerados ao acaso indicam que a assembleia apresenta um padrão de segregação, enquanto que valores menores que os gerados ao acaso indicam um padrão de ocorrência agregada entre as espécies (Gotelli 2000; Gotelli and McCabe 2002; Presley 2011; Krasnov et al. 2014).

Para comparar o grau de organização da assembleia entre as matrizes, foi calculado o tamanho do efeito padronizado do C-Score (SES) (Gotelli and McCabe 2002; Horner-Devine et al. 2007). Esse índice estima o desvio da coocorrência observada em relação a coocorrência simulada em unidades de desvio padrão (Horner-Devine et al. 2007; Heino and Grönroos 2013):

$$SES = \frac{C_{obs} - C_{sim}}{S_{sim}}$$

Onde, C_{obs} : C-Score observado; C_{sim} : média dos C-Scores simulados; S_{sim} : desvio padrão dos C-Scores simulados.

Uma análise de componentes principais (PCA) foi realizada utilizando uma matriz de correlação para sumarizar os dados físico-químicos da planície durante o período do estudo. Foi retido para interpretação todos os eixos com autovalores maior que 1 (Jackson 1993). Essa ordenação foi utilizada para sumarizar a variação das condições físico-químicas da planície. Para avaliar se houve relação entre a heterogeneidade ambiental e os padrões de coocorrência, foram realizadas regressões múltiplas entre os valores do SES da escala temporal e os escores dos eixos retidos da PCA realizada com as variáveis físico-químicas.

Como o aumento do nível da água pode desestruturar assembleias aquáticas pelo aumento da capacidade de dispersão dos organismos, devido à conexão de ambientes isolados (Fernandes et al. 2009), foi avaliada a influência do nível do rio sobre os padrões de coocorrência em escala temporal. Para isso, foram realizadas regressões lineares entre os valores do SES e o nível do rio em dois períodos do ciclo hidrológico (águas baixas e altas). Antes dessas análises, os meses de coleta foram categorizados como de águas altas, nos quais o nível do rio Paraná atingiu 460 cm (i.e. houve no mínimo o início da cheia na planície; Souza Filho 2009), e como de águas baixas aqueles onde o nível do rio esteve abaixo de 460 cm. Todas as regressões atenderam aos pressupostos.

Por fim, para avaliar se o SES variou entre os anos, foram realizadas análises de variância unifatoriais (ANOVA), utilizando o ano como variável preditora. Para os dados de rede de espera, os pressupostos de homogeneidade de variâncias e normalidade dos resíduos foram alcançados. Contudo, para os dados de rede de arrasto o pressuposto de homogeneidade de variâncias foi violado (teste de Bartlett: $K^2=24,623$, $p>0,01$). Assim, para os dados de rede de arrasto foi utilizada uma ANOVA assumindo variâncias heterogêneas (Welch 1951).

Todas as análises foram realizadas no programa R 3.0.1 (R Core Team 2013; Apêndice B) e utilizando o pacote 'vegan' (Oksanen et al. 2013) para o cálculo do C-Score. Foi adotado nível de significância de 5%.

3 RESULTADOS

Durante todo o período amostrado foram capturadas 136 espécies (Apêndice C). Destas, 71 foram exclusivas de rede de espera e 18 de arrasto. Ambos os métodos de coleta compartilharam 47 espécies.

Para as matrizes de rede de espera o padrão geral de coocorrência entre as espécies foi significativamente maior que o gerado ao acaso (Tabela 1; Apêndice D). Em escalas espaciais menores (local de coleta) apenas o Ressaco do Pau Véio revelou padrão aleatório e em escalas maiores (biótopo e sub-bacia) todas as matrizes foram não aleatórias. Na menor escala temporal avaliada (mês de coleta), 52% (26 matrizes) apresentaram coocorrência semelhante à gerada ao acaso. Entretanto, em escalas temporais maiores (sazonal e ano) todas as matrizes apresentaram coocorrência maiores que as esperadas ao acaso (Tabela 1).

Para as matrizes de rede de arrasto o padrão geral de coocorrência é aleatório (Tabela 1; Apêndice E). Das 12 matrizes analisadas em escala espacial somente três apresentaram coocorrência maior que a esperada ao acaso, sendo duas matrizes em escala local e uma em nível de sub-bacia (sub-bacia do rio Ivinhema). Em escala de biótopo todas as matrizes apresentaram coocorrência similares à esperada ao acaso. Temporalmente, somente em junho de 2005 a assembleia demonstrou padrão de coocorrência maior que o gerado ao acaso. Em escalas temporais maiores, todas as matrizes apresentaram padrão de coocorrência aleatório (Tabela 1).

Tabela 1. Frequência absoluta (N) e relativa (%) dos C-Scores observados significativamente maiores que os simulados*. Entre parênteses está o total de matrizes avaliadas em cada nível da análise.

Modelos	Rede de espera		Rede de arrasto	
	N	%	N	%
Toda a planície	1(1)	100	0(1)	0
Escala Espacial				
Sub-bacia	3(3)	100	1(3)	33,33
Biótopo	3(3)	100	0(2)	0
Local	8(9)	88,89	2(7)	28,57
Escala Temporal				
Sazonal	4(4)	100	0(4)	0
Ano	13(13)	100	0(11)	0
Mês**	24(50)	48	1(44)	2,27
Março	7(13)	53,85	0(11)	0
Junho	4(12)	33,33	1(11)	9,09
Setembro	9(13)	69,23	0(11)	0
Dezembro	4(12)	33,33	0(11)	0

*Nenhum modelo apresentou C-Score observado menor que o simulado.

**Somatório do número de matrizes de todos os meses.

Os três primeiros eixos da PCA apresentaram autovalores maiores que 1. Em conjunto, esses eixos explicaram cerca de 70,34% da variação dos dados físico-químicos (Tabela 2). O primeiro eixo foi positivamente correlacionado com a transparência e, negativamente, com fósforo total. O segundo eixo foi apresentado as maiores correlações positivas com o oxigênio dissolvido e as maiores negativas com a temperatura da água. O terceiro eixo da PCA foi negativamente correlacionado com o pH. O C-Score padronizado (SES) não apresentou relação com os eixos da PCA tanto para as matrizes rede de espera ($F_{3, 44}=1,787$, $r^2_{ajustado}=0,048$, $p=0,164$) quanto para as de rede arrasto ($F_{3, 38}=0,437$, $r^2_{ajustado}=-0,043$, $p=0,836$).

Tabela 2. Sumário da Análise de Componentes Principais (PCA) realizada com as variáveis físico-químicas medidas trimestralmente de 2000 a 2012. Retemos para interpretação somente os eixos da PCA com autovalores maiores que 1.

Variáveis	PCA 1	PCA 2	PCA 3
Temperatura da água	-0,137	-0,673	-0,570
Transparência	0,803	-0,243	0,155
pH	0,589	0,372	-0,634
Condutividade	0,677	-0,388	-0,306
Oxigênio dissolvido	0,407	0,811	-0,190
Clorofila a	-0,562	0,133	-0,398
Nitrogênio Total	-0,587	0,101	-0,112
Fósforo Total	-0,867	0,056	-0,192
Autovalor	3,048	1,489	1,090
Porcentagem de explicação	38,10	18,62	13,62

Em períodos de águas altas, meses com maiores níveis hidrométricos apresentaram menores valores de SES para as espécies capturadas por rede de espera (i.e. uma tendência à coocorrência aleatória; rede de espera: $F_{1, 7}=5,75$, $r^2_{\text{ajustado}}=0,373$, $p=0,048$; rede de arrasto: $F_{1, 7}=0,36$, $r^2_{\text{ajustado}}=-0,088$, $p=0,570$; Figura 3). Já no período de águas baixas, a variação do SES não apresentou relação com o nível do rio (rede de espera: $F_{1, 39}=3,67$, $r^2_{\text{ajustado}}=0,063$, $p=0,063$; rede de arrasto: $F_{1, 31}=0,25$, $r^2_{\text{ajustado}}=-0,024$, $p=0,618$).

Para as espécies amostradas por rede de espera, a variação dos valores de SES não diferiu entre os anos ($F_{1, 48}=2,528$, $p=0,118$). Para as espécies amostradas por rede de arrasto, os valores de SES variaram entre os anos amostrados ($F_{1, 12,379}=4,8538$, $p<0,01$; Figura 4).

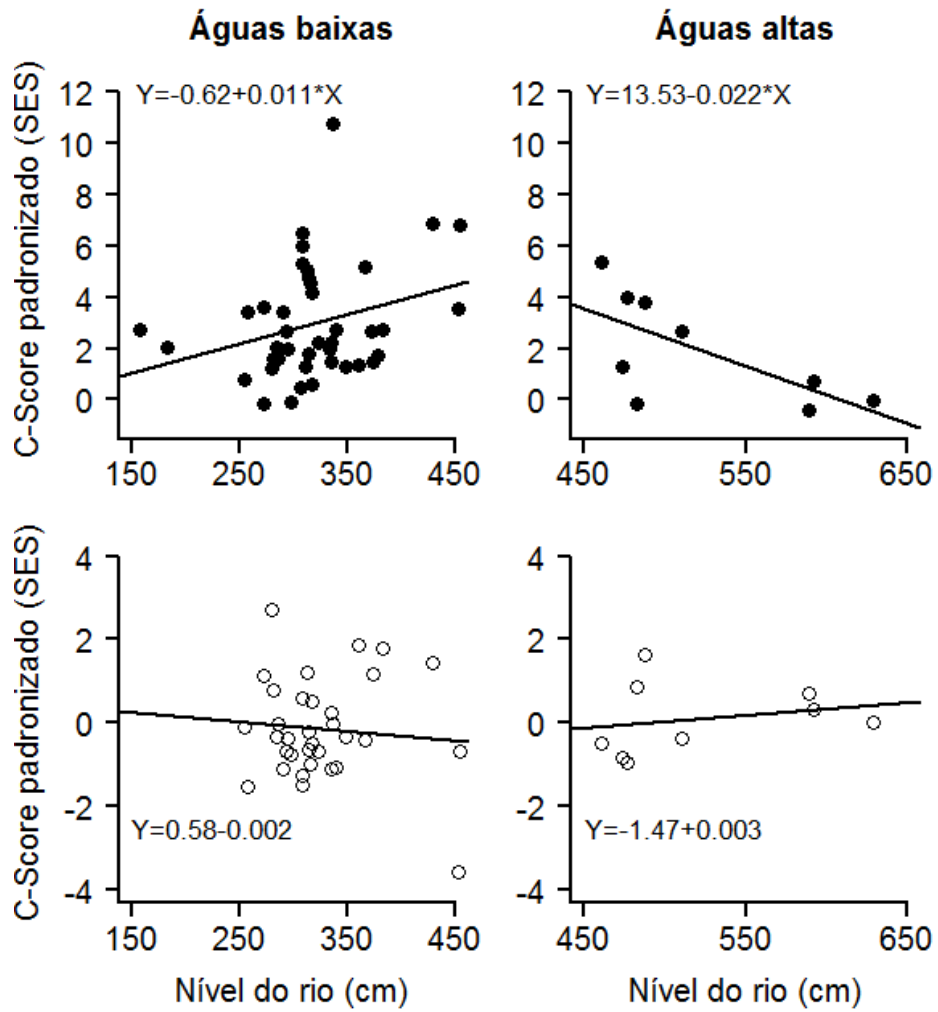


Figura 3. Relação entre o C-Score padronizado (SES) e nível do rio em períodos de águas baixas e altas. Círculos fechados: rede de espera; círculos abertos: rede de arrasto.

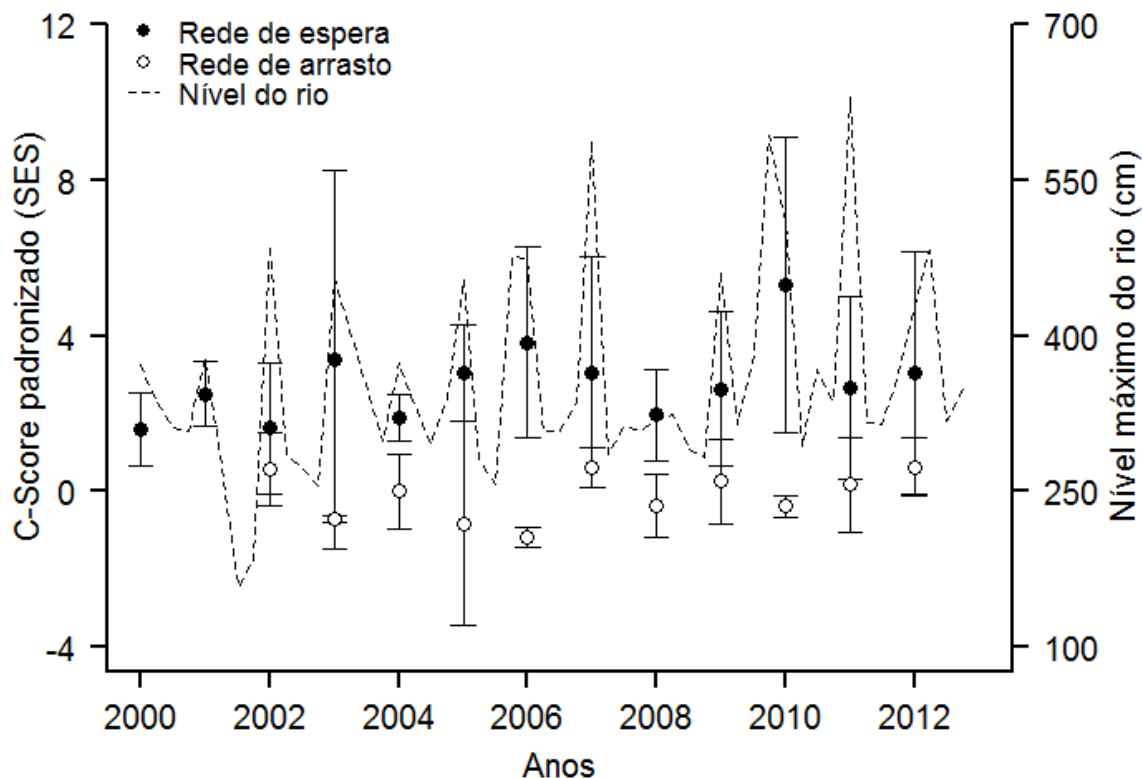


Figura 4. Variação do C-Score padronizado (SES) ao longo dos anos. Barras de erro indicam o desvio padrão do SES. Os valores do nível do rio são os valores máximos em cada mês. Nos anos de 2000 e 2001 não houve coletas por rede de arrasto.

4 DISCUSSÃO

De modo geral, nossos resultados indicaram que nas assembleias de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná, considerando o método de coleta um *proxy* da estrutura em tamanho da assembleia, as espécies de peixes de maior tamanho corporal se encontram estruturadas por segregação em escalas espaciais e temporais. Enquanto que espécies de menor porte são organizados aleatoriamente, apresentando pouca segregação espacial. Esses resultados evidenciam que essas assembleias podem apresentar mecanismos estruturadores diferentes.

Vários mecanismos podem gerar padrões segregados em comunidades. Interações como competição (Diamond 1975; Gilpin and Diamond 1982; Gotelli and McCabe 2002), predação (Englund et al. 2009) ou mesmo a distribuição das espécies seguindo requerimentos abióticos distintos (Gilpin and Diamond 1982; Sanders et al. 2007; McCreadie and Bedwell 2013), são frequentemente considerados como os principais mecanismos estruturadores (Gotelli and McCabe 2002; Englund et al. 2009; Heino and Grönroos 2013; McCreadie and Bedwell 2013). Em uma comunidade a

coexistência entre espécies competitivamente semelhantes teoricamente só é possível se houver alguma distinção no uso de recursos (MacArthur and Levins 1967). Assim, ao longo da escala evolutiva, interações competitivas podem ter causado mudanças de nicho (Connell 1980; Douglas et al 1994) de algumas espécies, resultando em um deslocamento de suas ocorrências no espaço ou tempo. A predação também pode resultar em padrões de segregação (Englund et al. 2009; Fernandes et al. 2009), pois o regime de predação pode regular a abundância de presas (Piana et al. 2006). Em casos extremos, a forte pressão de predação pode até mesmo levar populações de presas a extinções locais (Englund et al. 2009).

Contudo, pelo fato de uma espécie só pode persistir em um local se este proporcionar condições necessárias para seu crescimento e reprodução, os requerimentos específicos de recursos e condições (Gilpin and Diamond 1982; Sanders et al. 2007) também podem gerar os padrões de segregação que encontramos. Isso porque se duas espécies apresentam requerimentos específicos diferentes provavelmente elas irão ocorrer em ambientes distintos (i.e. tabuleiros de habitats; McCreadie and Bedwell 2013).

Padrões aleatórios foram muito frequentes para os peixes de menor porte (capturados por rede de arrasto). Padrões aleatórios podem surgir devido a capacidade de dispersão das espécies e estocasticidade demográfica (Ulrich 2004; Gotelli and McGill 2006), determinando a sequência de ocupação e persistência das espécies em um local ou tempo (Ulrich 2004; Gotelli and McGill 2006). Padrões aleatórios também podem surgir por flutuações em recursos ou condições ambientais (Grossman et al. 1998; Arrington et al. 2005; Boschilia et al. 2012). Esse mecanismo é particularmente provável na planície de inundação do alto rio Paraná, devido ao fato que os represamentos instalados a montante da planície geram flutuações diárias no nível do rio (Agostinho et al. 2004b). Esse impacto pode levar a desestruturação dessa assembleia (Bhat and Magurran 2007; e.g. Boschilia et al. 2012), onde a oscilação diária do tamanho dos habitats (e.g. retração e expansão da área litorânea) seleciona espécies que possam se adaptar a essa dinâmica.

Variáveis físico-químicas não explicaram a variação na coocorrência. Além disso, observamos uma relação negativa entre o C-Score e o nível do rio para peixes de maior porte em períodos de águas altas. Esses resultados sugerem que o pulso de cheia, e não outras variáveis físico-químicas, pode determinar a organização da assembleia de peixes de maior porte. Em planícies de inundação, os pulsos de cheias determinam a

distribuição dos organismos e das condições abióticas (Thomaz et al. 2007), esse mecanismo pode, ainda, se refletir na organização da comunidade (Arrington et al. 2005; Fernandes et al. 2009).

No período de águas baixas podem surgir locais isolados, onde interações ou gradientes abióticos determinam quais espécies conseguem permanecer no local (Piana et al. 2006; Fernandes et al. 2009). Com o aumento do nível do rio, há um aumento da conectividade de ambientes aquáticos, pela conexão entre os locais isolados e desses com o canal principal do rio. Desse modo, espécies aquáticas podem se dispersar pelos diferentes ambientes da planície (Fernandes et al. 2009) por motivos diversos como busca por alimento ou migrações reprodutivas, por exemplo. Nesse gradiente de conectividade hidrométrica, é possível que as comunidades alterem de padrões estruturados, no período de águas baixas, para aleatórios no período de águas altas (Arrington et al. 2005; Fernandes et al. 2009). Nossos resultados confirmaram parcialmente essa hipótese, pois encontramos que no período de águas altas, assembleias compostas por espécies com maior tamanho corporal se desorganizaram. Mas no período de águas baixas essa mesma assembleia apresentou uma grande variação na coocorrência, o que pode ter causado a ausência de relação com o nível do rio. Esse padrão no período de águas baixas pode ser devido à variação na importância relativa do mecanismo estruturador (i.e. interações, requerimento ambientais específicos de cada espécie, restrições abióticas após as cheias; Fernandes et al. 2009).

Na planície de inundação do alto rio Paraná, muitas espécies de peixes de grande porte realizam migrações reprodutivas, enquanto que muitas espécies de pequeno porte não apresentam esse comportamento reprodutivo (Suzuki et al. 2004; Suzuki et al. 2009). A migração reprodutiva é substancialmente influenciada pelo início e duração das cheias (Suzuki et al. 2009). Considerando o contraste marcante nos padrões de coocorrência de peixes de grande e pequeno porte, e a distinção na relação desses padrões com o nível do rio encontrados, é possível inferir que traços de história de vida possam influenciar nos padrões de coocorrência. Explorar padrões de coocorrência por grupos funcionais (e.g. Hoeinghaus et al. 2007) ao longo do tempo pode possibilitar testar essa hipótese.

Em síntese, foram encontradas evidências que a assembleia de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná apresenta padrões de coocorrência distintos entre organismos que, em média, diferem no tamanho corporal. Essas diferenças sugerem uma influência de traços de história de vida das espécies que compõem essas

assembleias sobre os padrões de coocorrência. Além disso, o pulso de inundação figura como um mecanismo determinante na coocorrência entre as espécies de peixes da planície. Ainda que o pulso de inundação seja regulado por barramentos instalados em série a montante (Agostinho et al. 2004a), ele ainda pode determinar a coocorrência dessas assembleias assim como demais condições bióticas e abióticas da planície (e.g. Thomaz et al. 2007).

REFERÊNCIAS

- Agostinho, A. A. et al. 2004a. The upper Paraná river and its floodplain: main characteristics and perspectives for management and conservation. - In: Thomaz, S. M., Agostinho, A. A. and Hahn, N. S. (eds.), The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation. Backhuys Publishers, pp. 381-393.
- Agostinho, A. A. et al. 2004b. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. - *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 14: 11–19.
- Agostinho, A. A. et al. 2007. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. - *Aquatic Ecosystem Health and Management* 10:174–186.
- Arrington, D. A. et al. 2005. Community assembly at the patch scale in a species rich tropical river. - *Oecologia* 144: 157–167.
- Azeria, E. T. et al. 2012. Effects of habitat characteristics and interspecific interactions on co-occurrence patterns of saproxylic beetles breeding in tree boles after forest fire: null model analyses. - *Oecologia* 168: 1123–1135.
- Bellay, S. et al. 2012. Is the community of fish gill parasites structured in a Neotropical floodplain? - *Acta Parasitologica*, 57: 53–60.
- Bhat, A. and Magurran, A. E. 2007. Does disturbance affect the structure of tropical fish assemblages? A test using null models. - *Journal of Fish Biology* 70: 623–629.
- Boschilia, S. M. et al. 2008. Do aquatic macrophytes co-occur randomly? An analysis of null models in a tropical floodplain. - *Oecologia* 156: 203–214.
- Boschilia, S. M. et al. 2012. The immediate and long-term effects of water drawdown on macrophyte assemblages in a large subtropical reservoir. - *Freshwater Biology* 57: 2641–2651.

- Both, C. et al. 2011. Tadpole co-occurrence in ponds: When do guilds and time matter? - *Acta Oecologica* 37: 140–145.
- Caruso, T. et al. 2011. Stochastic and deterministic processes interact in the assembly of desert microbial communities on a global scale. - *The ISME Journal* 5: 1406–1413.
- Connell, J. H. 1980. Diversity and the coevolution of competitors, or the ghost of competition past. - *Oikos* 35: 131–138.
- Diamond, J. M. 1975. Assembly of species communities. - In: Cody, M. L. and Diamond, J. M. (eds.), *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press, pgs. 342-444.
- Dornelas, M. et al. 2013. Quantifying temporal change in biodiversity: challenges and opportunities. - *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences*, 280: 1-10.
- Douglas, M. E. et al. 1994. Indigenous fishes of western north America and the hypothesis of competitive displacement: *Meda fulgida* (Cyprinidae) as a case study. - *Copeia* 1994: 9-19.
- Englund, G. et al. 2009. Predation leads to assembly rules in fragmented fish communities. - *Ecology Letters* 12: 663–671.
- Fernandes, R. et al. 2009. Temporal organization of fish assemblages in floodplain lagoons: the role of hydrological connectivity. - *Environmental Biology of Fishes* 85: 99–108.
- Gilpin, M. E. and Diamond, J. M. 1982. Factors contributing to non-randomness in species co-occurrences on islands. - *Oecologia* 52: 75-84.
- Gotelli, N. J. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. - *Ecology*, 81: 2606–2621.
- Gotelli, N. J. and McCabe, D. J. 2002. Species co-occurrence: A meta-analysis of J. T. Diamond's assembly rules model. - *Ecology* 83: 2091–2096.
- Gotelli, N. J. and McGill, B. J. 2006. Null versus neutral models: what's the difference? - *Ecography* 29: 793-800.
- Grossman, G. D. et al. 1998. Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. - *Ecological Monographs* 68: 395-420.
- Heino, J. 2013. Environmental heterogeneity, dispersal mode, and co-occurrence in stream macroinvertebrates. - *Ecology and Evolution* 3: 344–355.

- Heino, J. and Grönroos, M. 2013. Does environmental heterogeneity affect species co-occurrence in ecological guilds across stream macroinvertebrate metacommunities? - *Ecography* 36: 926–936.
- Hoeinghaus, D. J. et al. 2007. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. - *Journal of Biogeography* 34: 324–338.
- Horner-Devine, M. C. et al. 2007. A comparison of taxon co-occurrence patterns for macro- and microorganisms. - *Ecology* 88: 1345–1353.
- Jackson, D. A. 1993. Stopping rules in principal component analysis: A comparison of heuristical and statistical approaches. - *Ecology* 74: 2204–2214.
- Krasnov, B. R. et al. 2014. Co-occurrence and phylogenetic distance in communities of mammalian ectoparasites: limiting similarity versus environmental filtering. - *Oikos* 123: 63–70.
- MacArthur, R. and Levins, R. 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. - *The American Naturalist* 101: 377–385.
- Matthews, W. J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. - Kluwer Academic Publishers.
- McCreadie, J. W. and Bedwell, C. R. 2013. Patterns of co-occurrence of stream insects and an examination of a causal mechanism: ecological checkerboard or habitat checkerboard? - *Insect Conservation and Diversity* 6: 105–113.
- Mouchet, M. A. et al. 2013. Invariant scaling relationship between functional dissimilarity and co-occurrence in fish assemblages of the Patos Lagoon estuary (Brazil): environmental filtering consistently overshadows competitive exclusion. - *Oikos*, 122: 247–257.
- Oksanen, J. et al. 2013. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-7. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Olin, M. and Malinen, T. 2003. Comparison of gillnet and trawl in diurnal fish community sampling. - *Hydrobiologia* 506–509: 443–449.
- Oliveira, E. F. et al. 2005. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). - *Environmental Biology of Fishes* 72: 283–304.
- Petry, A. C. et al. 2003. Spatial variation of the fish assemblage structure from the upper Rio Paraná floodplain, Brazil, in a dry year. - *Acta Limnologica Brasiliensia* 15: 1–13.

- Piana, P. A. et al. 2006. Comparison of predator–prey interaction models for fish assemblages from the neotropical region. - *Ecological Modelling* 192: 259–270.
- Presley, S. J. 2011. Interspecific aggregation of ectoparasites on bats: importance of hosts as habitats supersedes interspecific interactions. - *Oikos* 120: 832–841.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Ruhí, A. et al. 2014. Environmental filtering determines community patterns in temporary wetlands: a multi-taxon approach. - *Hydrobiologia* 723: 25-39.
- Sanders, N. J. et al. 2003. Community disassembly by an invasive species. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100: 2474–2477.
- Sanders, N. J. et al. 2007. Assembly rules of ground-foraging ant assemblages are contingent on disturbance, habitat and spatial scale. - *Journal of Biogeography* 34: 1632–1641.
- Souza Filho, E. E. 2009. Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. - *Brazilian Journal of Biology* 69: 707–716.
- Stone, L. and Roberts, A. 1990. The checkerboard score and species distributions. *Oecologia* 85: 74–79.
- Suzuki, H. I. et al. 2004. Reproductive strategies of the fish community of the Upper Paraná river floodplain. - In: Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz and Miranda L. E. (eds.), *Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain: LTER - site 6 - (PELD sitio 6)*. EDUEM, pp. 125-130.
- Suzuki, H. I. et al. 2009. Inter - annual variations in the abundance of young - of - the - year of migratory fishes in the Upper Paraná River floodplain: relations with hydrographic attributes. - *Brazilian Journal of Biology* 69: 649-660
- Thomaz, S. M. et al. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. - *Hydrobiologia* 579: 1-13.
- Ulrich, W. 2004. Species co-occurrences and neutral models: reassessing J. M. Diamond's assembly rules. - *Oikos* 107: 603–609.
- Welch, B. L. 1951. On the comparison of several mean values: an alternative approach. - *Biometrika* 38: 330–336.

Winemiller, K. O. and Rose, K. A. 1992. Patterns of life-history diversification in North American fishes: Implications for population regulation. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 2196–2218.

APÊNDICE A - Variáveis físico-químicas da água medidas durante o período de março de 2000 a dezembro de 2012 nos diferentes ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná. Média \pm desvio padrão.

Local	Sub-bacia	Biótopo	Temperatura (°C)	Transparência (cm)	pH	Condutividade (μ S/cm)
Lagoa Fechada	Rio Baia	Lagoa Fechada	25,43 \pm 3,98	44,2 \pm 30,53	6,34 \pm 0,55	28,67 \pm 8,68
Lagoa do Guaraná	Rio Baia	Lagoa Aberta	25,27 \pm 3,93	67,79 \pm 42,65	6,16 \pm 0,43	34,22 \pm 8,46
Rio Baia	Rio Baia	Rio	25,27 \pm 4,06	86,3 \pm 30,78	6,55 \pm 0,45	30,45 \pm 8,79
Lagoa dos Patos	Rio Ivinhema	Lagoa Aberta	25,72 \pm 4,36	59,09 \pm 36,52	6,62 \pm 0,5	38,56 \pm 7,01
Lagoa Ventura	Rio Ivinhema	Lagoa Fechada	25,21 \pm 4,38	40,69 \pm 35,75	6,8 \pm 0,36	42,95 \pm 9,13
Rio Ivinhema	Rio Ivinhema	Rio	25,01 \pm 4	65,35 \pm 20,62	6,85 \pm 0,34	42,85 \pm 5,24
Lagoa das Garças	Rio Paraná	Lagoa Aberta	26,41 \pm 3,72	103,08 \pm 68,58	6,96 \pm 0,4	54,37 \pm 5,19
Ressaco do Osmar	Rio Paraná	Lagoa Aberta	23,92 \pm 4,41	83,46 \pm 45,21	6,28 \pm 0,4	48,52 \pm 9,95
Ressaco do Pau Véio	Rio Paraná	Lagoa Aberta	25,4 \pm 3,68	189,96 \pm 73,45	6,82 \pm 0,36	57,61 \pm 5,29
Rio Paraná	Rio Paraná	Rio	24,56 \pm 3,45	259,44 \pm 102,36	7,16 \pm 0,33	61,31 \pm 3,08

APÊNDICE A - Continuação.

Local	Oxigênio Dissolvido (ml/L)	Clorofila a	Nitrogênio Total	Fósforo Total
Lagoa Fechada	5,71 ± 1,81	17,17 ± 21,73	1093,28 ± 601,62	101,71 ± 50,78
Lagoa do Guaraná	4,82 ± 2,12	10,1 ± 7,41	936,24 ± 580,62	59,71 ± 49,47
Rio Baia	6,39 ± 1,59	6,55 ± 6,21	618,45 ± 294,77	38,58 ± 14,64
Lagoa dos Patos	5,33 ± 2,53	9,17 ± 9,11	730,23 ± 397,54	49,85 ± 21,3
Lagoa Ventura	6,44 ± 1,43	11,39 ± 13,3	1008,03 ± 533,53	70,26 ± 34,55
Rio Ivinhema	6,58 ± 1,38	1,55 ± 2,2	552,65 ± 329,94	41,7 ± 15,38
Lagoa das Garças	6,72 ± 1,25	9,15 ± 8,21	497,52 ± 246,1	37,46 ± 41,11
Ressaco do Osmar	3,93 ± 1,83	11,36 ± 9,22	729,34 ± 351,02	68,13 ± 46,59
Ressaco do Pau Véio	6,45 ± 1,09	4,01 ± 4,31	445,26 ± 255,72	17,15 ± 7,22
Rio Paraná	7,25 ± 0,74	1,71 ± 2,72	467,64 ± 246,62	11,14 ± 6,62

APÊNDICE B - Script das análises realizadas no software R.

```

require(vegan)
#####Cálculo do C-Score e modelos nulos#####
pm00#pm00 é uma das matrizes de presença e ausência onde nas linhas estão as
#espécies e nas colunas os locais ou períodos amostrados
cs.pm00<-
oecosimu(pm00[1:59,1:9],nestedchecker,statistic="C.score","swap",nsimul=30000)#Cál
#culo do C-Score, algoritmo de aleatorização e número de simulações por matriz
cs.pm00#Sumário do C-Score observado, média dos simulados, valor de p e C-Score
#padronizado (SES)
pm00.scores<-cs.pm00$oecosimu$simulated[,1:30000]
sd(pm00.scores)#Desvio padrão dos C-Scores simulados
#Esse procedimento realizei para cada uma das matrizes avaliadas (padrão geral,
#padrões em escalas espaciais e temporais) tanto para os dados rede de espera e de
#arrasto

#####Análise de Componentes Principais (PCA) sobre as variáveis físico-químicas#####
abioticos<-read.table("abioticos_total.txt",h=T)#Abioticos é um data frame onde as 6
#primeiras colunas são colunas de identificação das amostras (Sub-bacia, biótopo, mês,
#etc.) e as demais são os valores das variáveis físico-químicas originais
abio.pca<-cbind(log10(abioticos$TEMP_AGUA+1),log10(abioticos$SECCHI+1),
abioticos$PH,log10(abioticos$CONDU+1),log10(abioticos$OD_MGL+1),
log10(abioticos$CLOROFILA_A+1),log10(abioticos$NITROGENIO_TOTAL+1),
log10(abioticos$FOSFORO_TOTAL+1))
colnames(abio.pca)<-c("Tagu","Tran","pH","Cond","Oxig","Clor","Ntot","Ftot")
#PCA de correlação:
pca.abiot<-prcomp(abio.pca,scale.=T)#PCA de correlação
escores<-pca.abiot$x#Escore da PCA
autovalores<-apply(escores,2,var)
(autovalores/sum(autovalores))*100#Porcentagem de explicação de cada eixo
round(autovalores,digits=3)#Interpretei e utilizei nas regressões múltiplas adiante
#somente os escores dos eixos que apresentaram autovalores maiores que 1
round(pca.abiot$rotation,digits=3)#Autovetores sem corrigir a escala
t(round(t(pca.abiot$rotation)*pca.abiot$sdev,3))#Autovetores com a escala corrigida

```



```
round(t(cor(pca.abiot$x,abio.pca)),digits=3)#Correlações entre os eixos e os valores
#originais (Autovetores, para confirmar o passo acima)
```

```
####Regressão múltipla entre os valores do C-Score padronizado (SES) e os escores
#dos três primeiros eixos da PCA####
```

```
x<-read.table(file="clipboard",sep="\t",h=T)#x é um data frame onde as 3 primeiras
#colunas são o apetrecho de coleta, ano e mês de coleta, a 4ª são os valores de SES e da
#5ª a 7ª são os escores da PCA.
```

```
x
```

```
x.arr<-subset(x,Apetrecho=='Arrasto')
```

```
x.rede<-subset(x,Apetrecho=='Rede')
```

```
#Regressão múltipla PCA X SES:
```

```
lm.ses.rede<-lm(x.rede$SES~x.rede$PCA1+x.rede$PCA2+x.rede$PCA3)
```

```
lm.ses.arr<-lm(x.arr$SES~x.arr$PCA1+x.arr$PCA2+x.arr$PCA3)
```

```
summary(lm.ses.rede);summary(lm.ses.arr)
```

```
####Regressões simples entre o SES e o nível do rio####
```

```
alto<-read.table(file="clipboard",sep="\t",h=T)#alto é um data frame onde as 2
#primeiras colunas são o ano, mês, a 3ª o nível máximo do rio, a 4ª os valores de SES
#para rede de espera e a 5ª SES para rede de arrasto (para as campanhas com nível do
#rio acima de 460cm)
```

```
baixo<-read.table(file="clipboard",sep="\t",h=T)#baixo é um data frame onde as 2
#primeiras colunas são o ano, mês, a 3ª o nível máximo do rio, a 4ª os valores de SES
#para rede de espera e a 5ª SES para rede de arrasto (para as campanhas com nível do
#rio abaixo de 460cm)
```

```
ra<-lm(alto$SES.rede~alto$Total)#Regressão entre o SES e o nível do rio para períodos
#de águas altas (rede de espera)
```

```
aa<-lm(alto$SES.arrasto~alto$Total)#Regressão entre o SES e o nível do rio para
#períodos de águas altas (rede de arrasto)
```

```
rb<-lm(baixo$SES.rede~baixo$Total)#Regressão entre o SES e o nível do rio para
#períodos de águas baixas (rede de espera)
```

```
ab<-lm(baixo$SES.arrasto~baixo$Total)#Regressão entre o SES e o nível do rio para
#períodos de águas baixas (rede de arrasto)
```

```
summary(ra);summary(rb)
```

```
summary(aa);summary(ab)
```

```
####Análise de variância entre o SES e os anos####
```

```
ses<-read.table("SES_periodo.txt",head=T)#ses é um data frame onde as 2 primeiras  
#colunas são o ano, mês, a 3ª os valores de SES para rede de espera e a 4ª SES para rede  
#de arrasto
```

```
summary(ses)
```

```
aov.ses.rede<-aov(ses$SES.rede~as.factor(ses$Ano))
```

```
aov.ses.arr<-aov(ses$SES.arrasto~as.factor(ses$Ano))
```

```
summary(aov.ses.rede);summary(aov.ses.arr)
```

```
#Teste dos pressupostos:
```

```
qqnorm(aov.ses.rede$residuals)
```

```
qqline(aov.ses.rede$residuals)
```

```
bartlett.test(ses$SES.rede~ses$Ano)
```

```
qqnorm(aov.ses.rede$residuals)
```

```
qqline(aov.ses.rede$residuals)
```

```
bartlett.test(ses$SES.arrasto~ses$Ano)
```

```
#Anovas finais:
```

```
aov.ses.rede<-lm(ses$SES.rede~ses$Ano)#ANOVA unifatorial para rede de espera,  
#pois atendeu ao pressuposto de homocedasticidade
```

```
summary(aov.ses.rede)
```

```
oneway.test(ses$SES.arrasto~ses$Ano)#ANOVA unifatorial com correção para  
#variâncias heterogêneas para rede de arrasto, pois não atendeu ao pressuposto de  
#homocedasticidade
```

APÊNDICE C - Lista de espécies amostradas na planície de inundação do alto rio
Paraná de março de 2000 a dezembro de 2012.

CHONDRICHTHYES

MYLIOBATIFORMES

POTAMOTRYGONIDAE

Potamotrygon cf. *falkneri* Castex & Maciel, 1963

Potamotrygon cf. *motoro* (Müller & Henle, 1841)

Potamotrygon sp.

OSTEICHTHYES

CHARACIFORMES

PARODONTIDAE

Apareiodon affinis (Steindachner, 1879)

Parodon nasus Kner, 1859

CURIMATIDAE

Cyphocharax modestus (Fernández-Yépez, 1948)

Cyphocharax nagelii (Steindachner, 1881)

Steindachnerina brevipinna (Eigenmann & Eigenmann, 1889)

Steindachnerina insculpta (Fernández-Yépez, 1948)

PROCHILODONTIDAE

Prochilodus lineatus (Valenciennes, 1836)

ANOSTOMIDAE

Leporellus vittatus (Valenciennes, 1850)

Leporinus elongatus Valenciennes, 1850

Leporinus friderici (Bloch, 1794)

Leporinus lacustris Campos, 1945

Leporinus macrocephalus Garavello & Britski, 1988

Leporinus obtusidens (Valenciennes, 1836)

Leporinus octofasciatus Steindachner, 1915

Schizodon altoparanae Garavello & Britski, 1990

Schizodon borellii (Boulenger, 1900)

Schizodon nasutus Kner, 1858

CRENUCHIDAE

Characidium aff. *zebra* Eigenmann, 1909

Characidium sp.

HEMIODONTIDAE

Hemiodus orthonops Eigenmann & Kennedy, 1903

CHARACIDAE

Astyanax altiparanae Garutti & Britski, 2000

Astyanax aff. *fasciatus* (Cuvier, 1819)

Astyanax schubarti Britski, 1964

Bryconamericus stramineus Eigenmann, 1908

Hemigrammus marginatus Ellis, 1911

Hyphessobrycon eques (Steindachner, 1882)

Hyphessobrycon aff. *iheringi* Fowler, 1941

Hyphessobrycon sp.

Moenkhausia bonita Benine, Castro & Sabino, 2004

Moenkhausia gracilima Eigenmann, 1908

Moenkhausia aff. *intermedia* Eigenmann, 1908

Moenkhausia aff. *sanctaefilomenae* (Steindachner, 1907)

Oligosarcus pinto Campos, 1945

Psellogrammus kennedyi (Eigenmann, 1903)

Salminus brasiliensis (Cuvier, 1816)

Salminus hilarii Valenciennes, 1850

BRYCONINAE

Brycon orbignyanus (Valenciennes, 1850)

SERRASALMINAE

Colossoma macropomum (Cuvier, 1818)

Metynnis lippincottianus (Cope, 1870)

Myleus tiete (Eigenmann & Norris, 1900)

Piaractus mesopotamicus (Holmberg, 1887)

Serrasalmus maculatus Kner, 1858

Serrasalmus marginatus Valenciennes, 1837

APHYOCHARACINAE

Aphyocharax anisitsi Eigenmann & Kennedy, 1903

Aphyocharax dentatus Eigenmann & Kennedy, 1903

Aphyocharax sp.

CHARACINAE

Galeocharax knerii (Steindachner, 1879)

Roeboides descavadensis Fowler, 1932

CHEIRODONTINAE

Odontostilbe sp.

Serrapinnus notomelas (Eigenmann, 1915)

Serrapinnus sp. 1

Serrapinnus sp. 2

ACESTRORHYNCHIDAE

Acestrorhynchus lacustris (Lütken, 1875)

Acestrorhynchus pantaneiro Menezes, 1992

CYNODONTIDAE

Rhaphiodon vulpinus Spix & Agassiz, 1829

ERYTHRINIDAE

Erythrinus (Bloch & Schneider, 1801)

Hoplerythrinus unitaeniatus (Agassiz, 1829)

Hoplias sp. 1

Hoplias sp. 2

Hoplias sp. 3

LEBIASINIDAE

Pyrrhulina australis Eigenmann & Kennedy, 1903

SILURIFORMES**CALLICHTHYIDAE**

Callichthys (Linnaeus, 1758)

Hoplosternum littorale (Hancock, 1828)

Lepthoplosternum pectorale (Boulenger, 1895)

CLARIIDAE

Clarias gariepinus (Burchell, 1822)

LORICARIIDAE**LORICARIINAE**

Loricaria sp.

Loricariichthys platymetopon Isbrücker & Nijssen, 1979

Loricariichthys rostratus Reis & Pereira, 2000

HYPOSTAMINAE

- Hypostomus ancistroides* (Ihering, 1911)
Hypostomus cochliodon Kner, 1854
Hypostomus commersoni Valenciennes, 1836
Hypostomus microstomus Weber, 1987
Hypostomus regani (Ihering, 1905)
Hypostomus cf. *strigaticeps* (Regan, 1908)
Hypostomus ternetzi (Boulenger, 1895)
Megalancistrus paranamus (Peters, 1881)
Pterygoplichthys ambrosettii (Holmberg, 1893)
Rhinelepis aspera Spix & Agassiz, 1829

HEPTAPTERIDAE

- Pimelodella avanhandavae* Eigenmann, 1917
Pimelodella gracilis (Valenciennes, 1835)
Pimelodella taenioptera Miranda-Ribeiro, 1914
Pimelodella sp.
Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)

PIMELODIDAE

- Hemisorubim platyrhynchos* (Valenciennes, 1840)
Hypophthalmus edentatus Spix & Agassiz, 1829
Iheringichthys labrosus (Lütken, 1874)
Pimelodus cf. *argenteus* Perugia, 1891
Pimelodus maculatus La Cèpède, 1803
Pimelodus microstoma Steindachner, 1877
Pimelodus mysteriosus Azpelicueta, 1998
Pimelodus ornatus Kner, 1858
Pinirampus pirinampu (Spix & Agassiz, 1829)
Pseudoplatystoma corruscans (Spix & Agassiz, 1829)
Sorubim lima (Bloch & Schneider, 1801)
Zungaru jahu

DORADIDAE

- Ossancora eigenmanni* (Boulenger, 1895)
Platydoras armatulus (Valenciennes, 1840)

Pterodoras granulatus (Valenciennes, 1821)

Rhinodoras dorbignyi (Kner, 1855)

Trachydoras paraguayensis (Eigenmann & Ward, 1907)

AUCHENIPTERIDAE

Ageneiosus inermis (Linnaeus, 1766)

Ageneiosus militaris Valenciennes, 1836

Ageneiosus ucayalensis Castelnau, 1855

Auchenipterus osteomystax (Miranda-Ribeiro, 1918)

Trachelyopterus galeatus (Linnaeus, 1766)

GYMNOTIFORMES

GYMNOTIDAE

Gymnotus inaequilabiatus (Valenciennes, 1839)

Gymnotus paraguayensis Albert & Crampton, 2003

Gymnotus sylvius Albert & Fernandes-Matioli, 1999

STERNOPYGIDAE

Eigenmannia trilineata López & Castello, 1966

Eigenmannia virescens (Valenciennes, 1836)

Sternopygu macrurus (Bloch & Schneider, 1801)

RHAMPHICHTHYIDAE

Rhamphichthys hahni (Meinken, 1937)

HYPOPOMIDAE

Brachyhypopomus cf. *pinnicaudatus* (Hopkins, Comfort, Bastian & Bass,
1990)

APTERONOTIDAE

Apteronotus ellisi (Alonso de Arámburu, 1957)

Apteronotus sp.

CYPRINODONTIFORMES

RIVULIDAE

Melanorivulus apiamici (Costa, 1989)

POECILIIDAE

Pamphorichthys sp.

Poecilia reticulata Peters, 1859

SYNBRANCHIFORMES

SYNBRANCHIDAE

Synbranchus marmoratus Bloch, 1795

PERCIFORMES**SCIANIDAE**

Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840)

CICHLIDAE

Astronotus crassipinnis (Heckel, 1840)

Apistogramma commbrae (Regan, 1906)

Cichla kelberi Kullander & Ferreira, 2006

Cichla piquiti Kullander & Ferreira, 2006

Cichla sp.

Cichlasoma paranaense Kullander, 1983

Crenicichla britskii Kullander, 1982

Crenicichla haroldoi Luengo & Britski, 1974

Crenicichla niederleinii (Holmberg, 1891)

Geophagus cf. *proximus* (Castelnau, 1855)

Laetacara araguaiae Ottoni & Costa, 2009

Satanoperca pappaterra (Heckel, 1840)

PLEURONECTIFORMES**ACHIRIDAE**

Catathyridium jenynsii (Günther, 1862)

APÊNDICE D - C-Score observado, simulado, desvio padrão (*sd*), C-Score padronizado (SES), nível de significância (*p*) e o número de espécies (N) em cada modelo para as matrizes de rede de espera.

Modelos		C-Score	C-Score	<i>sd</i>	SES	<i>p</i>	N
		observado	simulado				
Toda a Planície		139,952	137,420	0,296	8,566	<0,001	118
Escala Espacial							
Sub-bacia	Rio Baía	111,147	108,610	0,289	8,774	<0,001	107
Local	Lagoa Fechada	69,777	68,022	0,330	5,325	<0,001	74
	Lagoa Guaraná	75,401	74,383	0,409	2,487	0,016	79
	Calha Rio Baía	127,606	126,240	0,416	3,281	<0,001	95
	Rio Ivinhema	121,972	120,100	0,291	6,434	<0,001	114
	Lagoa dos Patos	101,799	99,099	0,447	6,042	<0,001	87
	Lagoa Ventura	82,810	81,392	0,418	3,389	0,002	79
	Calha Rio						
	Ivinhema	129,337	127,560	0,494	3,599	<0,001	99
	Rio Paraná	125,626	122,510	0,318	9,794	<0,001	115
	Lagoa das						
	Garças	85,278	83,801	0,276	5,354	<0,001	73
	Ressaco Pau						
	Véio	63,024	62,344	0,367	1,853	0,086	72
	Calha Rio Paraná	123,180	121,780	0,362	3,871	<0,001	101
Biótopo							
	Lagoa Aberta	103,583	102,400	0,199	5,914	<0,001	102
	Lagoa Fechada	,327	87,441	0,289	6,515	<0,001	89
	Calha do Rio	175,899	172,620	0,360	9,121	<0,001	126
Escala Temporal							
Sazonal	Março	141,993	139,830	0,293	7,384	<0,001	115
	Junho	125,544	123,690	0,323	5,749	<0,001	109
	Setembro	122,844	119,500	0,334	10,018	<0,001	112
	Dezembro	156,259	153,760	0,382	6,535	<0,001	110
Ano	2000	89,894	88,107	0,387	4,619	<0,001	73
Mês	Março	121,556	119,130	0,919	2,642	0,029	59

	Junho	99,833	97,806	1,033	1,961	0,083	54
	Setembro	52,194	51,431	0,599	1,275	0,227	39
	Dezembro	89,139	88,620	1,090	0,476	0,544	55
2001		97,230	95,218	0,444	4,534	<0,001	71
	Março	83,250	81,938	0,761	1,725	0,116	50
	Junho	111,417	108,490	0,816	3,581	0,004	56
	Setembro	95,861	93,567	0,850	2,698	0,023	52
	Dezembro	106,778	104,790	0,980	2,026	0,079	56
2002		134,006	131,030	0,441	6,747	<0,001	87
	Março	121,944	117,140	1,276	3,764	0,004	68
	Junho	124,944	123,020	0,938	2,047	0,070	59
	Setembro	116,694	116,840	1,043	-0,142	0,977	59
	Dezembro	165,917	164,890	1,273	0,803	0,397	72
2003		114,392	111,710	0,666	4,025	0,001	71
	Março	122,778	114,130	1,267	6,822	<0,001	62
	Setembro	100,750	100,800	0,719	-0,069	1	50
2004		116,681	114,850	0,608	3,014	0,006	89
	Março	134,889	133,400	1,031	1,442	0,185	63
	Junho	100,667	99,233	0,988	1,451	0,170	55
	Setembro	110,361	108,410	0,997	1,959	0,080	56
	Dezembro	124,417	120,300	1,511	2,724	0,020	68
2005		142,667	137,810	0,595	8,156	<0,001	92
	Março	146,667	141,640	1,420	3,542	0,008	72
	Junho	121,972	120,870	0,905	1,214	0,242	61
	Setembro	99,528	95,835	1,074	3,438	0,008	57
	Dezembro	169,222	163,930	1,328	3,982	0,001	75
2006		146,249	141,980	0,472	9,053	<0,001	88
	Março	151,111	149,740	1,058	1,298	0,215	62
	Junho	152,333	146,850	1,034	5,300	<0,001	67
	Setembro	140,111	134,180	0,918	6,461	<0,001	60
	Dezembro	146,306	143,920	1,080	2,204	0,063	63
2007		146,497	141,470	0,549	9,155	<0,001	91
	Março	83,611	83,936	0,854	-0,381	0,775	57

	Junho	129,472	127,950	0,941	1,619	0,133	65
	Setembro	153,944	147,740	1,235	5,023	0,002	70
	Dezembro	173,444	163,570	1,651	5,979	<0,001	76
2008		134,008	130,350	0,590	6,199	<0,001	91
	Março	140,750	140,100	1,047	0,617	0,491	64
	Junho	114,000	111,630	1,081	2,197	0,053	59
	Setembro	116,333	112,880	1,005	3,439	0,006	58
	Dezembro	146,972	144,480	1,578	1,578	0,138	70
2009		124,202	120,630	0,552	6,466	<0,001	87
	Março	120,194	114,670	1,031	5,360	<0,001	61
	Junho	84,417	82,832	0,902	1,757	0,107	50
	Setembro	134,167	131,430	1,013	2,699	0,020	62
	Dezembro	158,222	157,310	1,249	0,729	0,432	72
2010		158,889	152,330	0,547	11,990	<0,001	97
	Março	141,917	138,810	1,160	2,674	0,029	73
	Junho	117,500	114,590	1,082	2,684	0,030	65
	Setembro	157,778	151,410	1,227	5,187	<0,001	72
	Dezembro	149,417	138,320	1,033	10,745	<0,001	70
2011		134,659	130,670	0,533	7,484	<0,001	92
	Março	79,861	79,874	1,243	-0,010	0,917	55
	Junho	113,306	107,980	1,166	4,570	0,002	66
	Setembro	131,250	126,100	1,090	4,723	0,001	65
	Dezembro	133,083	131,130	1,438	1,360	0,196	72
2012		130,337	125,780	0,482	9,451	<0,001	81
	Março	140,036	132,710	1,069	6,857	<0,001	63
	Junho	110,929	111,060	0,969	-0,138	1	56
	Setembro	136,893	131,780	1,231	4,154	0,003	63
	Dezembro	138,786	137,430	1,034	1,308	0,218	63

APÊNDICE E - C-Score observado, simulado, desvio padrão (*sd*), C-Score padronizado (SES), nível de significância (*p*) e o número de espécies (N) em cada modelo para as matrizes de rede de arrasto.

Modelos		C-Score	C-Score	<i>sd</i>	SES	<i>p</i>	N
		observado	simulado				
Toda a Planície		31,147	31,094	0,107	0,492	0,670	65
Escala Espacial							
Sub-bacia	Rio Baía	31,817	31,637	0,193	0,932	0,352	66
Local	Lagoa Fechada	40,044	39,302	0,314	2,364	0,023	59
	Lagoa Guaraná	23,912	23,849	0,225	0,279	0,761	53
	Rio Ivinhema	36,065	35,348	0,210	3,419	0,010	81
	Lagoa dos Patos	34,831	33,742	0,295	3,688	0,002	65
	Lagoa Ventura	33,974	33,569	0,214	1,898	0,063	62
	Rio Paraná	21,684	21,465	0,134	1,632	0,102	70
	Lagoa das Garças	18,199	18,025	0,203	0,855	0,387	46
	Ressaco Pau						
	Véio	13,752	13,860	0,171	-0,630	0,530	42
	Lagoa do Osmar	24,329	23,927	0,276	1,455	0,172	51
Biótopo							
	Lagoa Aberta	25,997	25,787	0,105	1,998	0,058	89
	Lagoa Fechada	36,190	35,921	0,173	1,555	0,148	83
Escala Temporal							
Sazonal							
	Março	24,712	24,490	0,205	1,080	0,304	73
	Junho	33,477	33,178	0,197	1,513	0,153	69
	Setembro	27,548	27,659	0,200	-0,559	0,627	67
	Dezembro	38,332	38,297	0,251	0,141	0,889	82
Ano	2002	28,581	28,378	0,371	0,548	0,547	53
Mês	Março	11,400	10,740	0,404	1,635	0,154	17
	Junho	40,238	40,500	0,804	-0,326	0,879	41
	Setembro	23,238	22,596	0,578	1,111	0,281	28
	Dezembro	40,381	40,484	1,049	-0,098	1,000	37

2003	20,269	20,384	0,378	-0,304	0,834	30
Março	34,133	34,528	0,588	-0,671	0,594	28
Setembro	10,619	11,048	0,552	-0,777	0,520	19
2004	17,023	16,730	0,232	1,263	0,226	40
Março	30,133	28,970	0,992	1,172	0,265	29
Junho	15,533	15,420	0,440	0,258	0,784	20
Setembro	14,952	15,126	0,477	-0,364	0,834	23
Dezembro	16,467	16,900	0,401	-1,080	0,315	19
2005	27,678	27,104	0,428	1,341	0,201	51
Março	32,000	32,458	0,128	-3,580	0,830	38
Junho	22,524	21,033	0,548	2,722	0,031	26
Setembro	29,667	31,335	1,094	-1,524	0,064	33
Dezembro	16,533	17,159	0,648	-0,965	0,345	24
2006	19,353	19,453	0,208	-0,480	0,657	38
Março	11,000	11,369	0,436	-0,846	0,479	19
Junho	17,714	18,306	0,465	-1,271	0,190	22
Setembro	14,000	14,734	0,496	-1,479	0,084	21
Dezembro	35,095	35,716	0,555	-1,118	0,249	29
2007	28,172	27,795	0,334	1,131	0,263	51
Março	9,000	8,761	0,346	0,690	0,462	16
Junho	40,133	40,150	0,963	-0,017	0,938	31
Setembro	13,333	12,729	0,504	1,200	0,265	22
Dezembro	50,810	50,421	0,679	0,573	0,539	35
2008	27,903	27,492	0,382	1,075	0,285	52
Março	27,476	27,798	0,682	-0,472	0,726	32
Junho	12,476	13,038	0,839	-0,669	0,559	27
Setembro	24,733	25,522	0,702	-1,123	0,259	25
Dezembro	48,714	47,965	0,966	0,776	0,421	37
2009	19,903	20,130	0,279	-0,813	0,424	48
Março	25,476	25,852	0,791	-0,475	0,724	32
Junho	22,571	22,896	0,507	-0,640	0,601	25
Setembro	10,800	10,138	0,374	1,770	0,125	18
Dezembro	20,381	20,121	0,791	0,328	0,648	31

2010	30,735	31,109	0,299	-1,251	0,205	52
Março	11,000	11,133	0,349	-0,381	0,898	17
Junho	43,857	44,458	0,862	-0,697	0,534	34
Setembro	43,381	43,642	0,632	-0,413	0,786	34
Dezembro	24,571	24,582	0,587	-0,018	0,956	25
2011	30,638	30,196	0,286	1,544	0,146	47
Março	1,667	1,667	0,000	0,000	1,000	4
Junho	24,714	25,276	0,568	-0,990	0,320	28
Setembro	48,905	49,073	0,792	-0,212	0,964	36
Dezembro	35,857	34,579	0,690	1,853	0,101	33
2012	37,473	37,481	0,345	-0,023	0,943	55
Março	32,762	31,844	0,645	1,424	0,183	31
Junho	39,286	38,519	0,876	0,876	0,382	34
Setembro	28,667	28,308	0,720	0,498	0,601	29
Dezembro	53,524	53,899	1,075	-0,349	0,813	42
