



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

BIA DE ARRUDA ALMEIDA

**Como a heterogeneidade espaço-temporal afeta a diversidade funcional de assembleias de Pelecaniformes e Ciconiiformes em uma planície de inundação**

Maringá  
2014

BIA DE ARRUDA ALMEIDA

**Como a heterogeneidade espaço-temporal afeta a diversidade funcional de assembleias de Pelecaniformes e Ciconiiformes em uma planície de inundação**

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, requisito parcial para obtenção do título de mestre em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Luiz dos Anjos

Maringá  
2014

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

A447c Almeida, Bia de Arruda, 1990-  
Como a heterogeneidade espaço-temporal afeta a diversidade funcional de assembleias de Pelecaniformes e Ciconiiformes em uma planície de inundação / Bia de Arruda Almeida. -- Maringá, 2014.  
37 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--  
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2014.  
Orientador: Prof. Dr. Luiz dos Anjos.

1. Pelecaniformes - Comunidades, Ecologia de - Diversidade funcional - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Ciconiiformes - Comunidades, Ecologia de - Diversidade funcional - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 3. Comunidades, Ecologia de - Diversidade funcional - 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. -598.43178209816  
NBR/CIP - 12899 AACR/2

BIA DE ARRUDA ALMEIDA

**Como a heterogeneidade espaço-temporal afeta a diversidade funcional de assembleias de Pelecaniformes e Ciconiiformes em uma planície de inundação**

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

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Luiz dos Anjos  
Universidade Estadual de Londrina (Presidente)

Prof. Dr. Pitágoras Augusto Piana  
Universidade do Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste)

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

Aprovada em: 21 de fevereiro de 2014.

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

*Dedico este trabalho a todos que, de uma maneira ou de outra, contribuíram para a minha formação e o meu desenvolvimento.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar ao prof. Dr. Luiz dos Anjos, por ter antes de tudo me aceitado, e por durante esse tempo ter sido um orientador sempre presente, por ter me apoiado e ter contribuído tanto para o meu desenvolvimento.

À *CAPES* pelo fornecimento da bolsa, e ao *PROEX* pela disponibilização de recursos.

Ao *Programa de Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA-UEM)*, pela oportunidade de poder participar de um curso tão enriquecedor, onde conheci e aprendi tanto nesses dois anos.

À equipe do laboratório de Ornitologia e Bioacústica, que me acolheu e que tornou minhas idas a Londrina tão mais agradáveis. Em especial, obrigada a Gabi, Barbara, Gabriel, Lari e Camila pelas caronas, pela hospitalidade, pelos conselhos, por terem me guiado em Londrina e na UEL, pelos momentos de descontração e pelo apoio de sempre.

Ao prof. Adauto e ao pessoal do Laboratório de Ecologia e Conservação, que me ensinaram tanto durante a graduação.

A Márcio Gimenes, muito obrigada por ter cedido os dados sem os quais este trabalho não existiria.

Aos que me ajudaram tanto no trabalho em campo, seja com conselhos, com a companhia ou com a mão na massa. Especialmente obrigada Tato, Tuti e Wlad, os companheiros de acampamento.

A Salete e a João, obrigada por todo o material emprestado, toda a ajuda com referências difíceis de encontrar, pela companhia em dias na biblioteca, e principalmente por, logo nos meus primeiros dias, terem contribuído para que eu me sentisse em casa em Maringá e na UEM.

A Aldenir e a Jocemara, por todo o trabalho que tiveram, têm e ainda terão comigo, e pela boa vontade de sempre.

Aos professores do PEA, por todos os conhecimentos transmitidos e conselhos. E em especial ao prof. Luiz pela simpatia e pela disponibilidade para ajudar até quando o tempo é tão apertado.

A Nadson, por tudo o que eu consegui aprender e entender sobre estatística, e pela ajuda eterna com os scripts. E a Herick, por todo o tempo que gasta com as minha dúvidas.

Aos colegas do PEA, que tornaram esse mestrado tão mais fácil, e principalmente à turma de 2013, a mais linda que poderia existir, e que transformou a minha vida em Maringá e

esse mestrado em um período tão maravilhoso. Obrigada principalmente Aline, Barbrinha, Bia, Camila, Carol, Dani, Gabes, Herick, Jean, Jú, Lê, Lou, Marília, Mirtha, Nati, Thaísa, Thamís, Robertson, Rogério e Vini. Vou sentir uma falta enorme dessa turma.

A Robertson, Mara, Vitorinha, Victor e Betinho, por serem uma família para mim em Maringá. Obrigada por me acolherem em sua casa, pelos almoços, pelas programações de final de semana e pela atenção de sempre.

Às meninas do atual apê do Nordeste, Nati e Thais, por tornarem meus dias mais alegres e leves e por serem assim tão lindas. A Silvi, que saiu da Colômbia pra tornar Maringá mais feliz para mim, e sem a qual o meu primeiro ano não teria sido o mesmo.

A Camila, Vini e Nati, por serem comigo os produtivos, os preguiçosos, os mulambos da academia, os turistas, os queimados de sol, os únicos em Maringá nos feriados, os mais alegres, os cantores e tantas outras coisas. Obrigada mesmo por serem só sucesso.

Aos queridos de Aracaju, por tornarem minha vida mais leve e colorida, mesmo de longe. Obrigada Cata, Dani, Doia, Lay, Ló e Vivi por tudo e por continuarem sempre comigo.

A Lipe, meu amor, por ser companheiro e paciente, por me apoiar mesmo com a distância, por me ajudar sempre e me distrair quando eu preciso. Obrigada.

A minha mãe e meu pai, Cristina e Rui, por todo o apoio e por tudo o que dedicaram a mim até hoje, e a minha irmã e companheira Lina, sem a qual eu não seria a mesma. Muito obrigada.

# **Como a heterogeneidade espaço-temporal afeta a diversidade funcional de assembleias de Pelecaniformes e Ciconiiformes em uma planície de inundação**

## **RESUMO**

As planícies de inundação sustentam uma alta diversidade biológica, e um dos grupos mais conspicuos nesses ambientes são as aves aquáticas. Entre as aves aquáticas estão os Pelecaniformes e Ciconiiformes, importantes predadores de Vertebrados e Invertebrados aquáticos, devido ao seu alto requerimento energético e grandes populações. Avaliou-se a variação espacial e temporal nas assembleias locais destas aves utilizando a diversidade funcional (FD), e através dela inferiu-se a respeito de processos estruturadores das assembleias. Assim, avaliou-se a hipótese de que a diversidade funcional e os processos predominantes na estruturação das assembleias diferem entre os ambientes e ao longo do ciclo hidrológico. Foram utilizados dados de abundância das aves colhidos trimestralmente ao longo de dois anos em diferentes tipos de ambiente da planície de inundação do alto rio Paraná. Utilizamos três facetas da diversidade funcional (Riqueza funcional, Equitabilidade funcional e Divergência funcional), e comparamos os valores observados de FD com valores calculados a partir de assembleias geradas ao acaso para inferir a respeito dos mecanismos estruturadores das assembleias. A diversidade funcional observada e a diferença entre a FD observada e esperada variaram entre os tipos de ambientes e ao longo do período de estudo na planície de inundação do alto rio Paraná. Entretanto, a variação observada corroborou apenas em parte com a hipótese testada, e apenas no primeiro ano do estudo. Um aumento significativo no número de espécies e na diversidade funcional ocorreu nas assembleias locais entre o período de cheia e de seca no primeiro ano do estudo, mas não no segundo, que pode ter sido influenciado por pequenos pulsos de inundação ocorridos no período da seca. Os valores observados de diversidade funcional foram, no geral, consistentes com expectativas nulas, mas esse padrão pode ser resultado da interação complexa entre diferentes processos estruturadores das assembleias. A compreensão de como a diversidade funcional de aves é afetada pelo ciclo hidrológico, e de como a sua dinâmica funciona nos diversos ambientes de uma planície é essencial para entendermos como esta comunidade se comporta diante das mudanças cada vez maiores e mais frequentes a que estão sujeitas as planícies de inundação.

**Palavras-chave:** Riqueza funcional (FRic). Equitabilidade funcional (FEve). Divergência funcional (FDiv). Aves aquáticas. Rio Paraná.



# How spatiotemporal heterogeneity affects the functional diversity of Pelecaniformes and Ciconiiformes assemblies in a floodplain

## *ABSTRACT*

Floodplains are known to support high biological diversity, and one of the most conspicuous groups in this kind of environment is the waterbird community. Among the waterbirds, Pelecaniformes and Ciconiiformes are important predators of aquatic Vertebrate and Invertebrate, due to their high energy requirements and large populations. Here, we intend to evaluate the Pelecaniformes and Ciconiiformes local assemblies using functional diversity, and through this tool infer about processes structuring assemblies. Thus, in this study we propose the hypothesis that the functional diversity and predominant mechanisms in structuring assemblies differ between environments and along the hydrological cycle. We used bird abundance data collected quarterly over two years in different types of environments of the floodplain of the upper Paraná River. We used three facets of functional diversity (Functional richness, Functional evenness and Functional divergence), and compared the observed values with expected values calculated from randomly generated assemblies to infer about the processes structuring assemblies. The observed functional diversity and the difference between observed and expected FD varied between types of environments and throughout the study period in the floodplain of the upper Paraná River. However, the observed variation agreed only in part with the tested hypothesis, and only in the first year of sampling. A significant increase in the number of species and functional diversity occurred between the flooded and dry periods in the first year of the study, but not in the second, which may have been influenced by small flood pulses occurring during the dry season. The observed values of functional diversity were generally consistent with null expectations, but this pattern may be the result of a complex interaction between different mechanisms structuring assemblies. Comprehending how the functional diversity of waterbirds is affected by the hydrological cycle, and how its dynamics works in the distinct environments of a floodplain is essential to understand how this community behaves in the face of increasingly larger and more frequent changes occurring in the floodplains.

**Keywords:** Functional richness (FRic). Functional evenness (FEve). Functional divergence (FDiv). Waterbird. Paraná River.

Dissertação elaborada e formatada conforme as  
normas da publicação científica *Austral Ecology*.  
Disponível em:  
<[http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/\(ISSN\)1442-9993](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/(ISSN)1442-9993)>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	11
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	13
2.1	ÁREA DE ESTUDO.....	13
2.2	COLETA DE DADOS .....	14
2.3	TRAÇOS FUNCIONAIS.....	15
2.4	ÍNDICES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL.....	16
2.5	MODELOS NULOS E ANÁLISE DOS DADOS.....	17
<b>3</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	18
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO</b> .....	21
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	24
	APÊNDICE A – Box-plots dos índices de diversidade funcional... ..	27
	APÊNDICE B – Gráficos de barras relativos... ..	28
	APÊNDICE C – Representação das matrizes de traços... ..	30
	APÊNDICE D – Scripts dos cálculos.....	30

## 1 INTRODUÇÃO

Planícies de inundação são áreas periodicamente inundadas pelo extravasamento lateral de rios ou lagos, pela precipitação e/ou pelo extravasamento do lençol freático. Estas planícies são caracterizadas por altos níveis de diversidade de ambientes e de espécies adaptadas para explorar a heterogeneidade espaço-temporal. O ambiente físico-químico resultante das inundações faz com que a biota responda com adaptações morfológicas, anatômicas, fisiológicas, fenológicas e/ou etológicas, e produz estruturas de comunidade características (Junk *et al.* 1989; Ward *et al.* 1999). Em um sistema rio-planície de inundação, o regime hidrológico é o fator chave que impulsiona o funcionamento ambiental e os padrões de diversidade (Thomaz *et al.* 2007). O pulso de inundação atua homogeneizando os ambientes durante os períodos de cheia, e ao mesmo tempo mantém uma estrutura de habitat diversa e dinâmica, na qual são encontrados diferentes tipos de ambientes aquáticos, entre lóticos e lênticos permanentes (Junk *et al.* 1989).

As planícies de inundação sustentam uma alta diversidade biológica, e um dos grupos mais conspícuos nesses ambientes é o das aves aquáticas (Weller 1988). De uma maneira geral, as aves são o grupo que exhibe a maior variedade de serviços ecossistêmicos entre os Vertebrados (Sekercioglu 2006), e as aves aquáticas, cujo papel funcional vem sendo ignorado, desempenham importantes funções nos ecossistemas aquáticos (Green & Elmberg 2013). Entre as aves aquáticas, os Pelecaniformes e Ciconiiformes são importantes predadores de pequenos Vertebrados e Invertebrados nos corpos d'água, devido ao seu alto requerimento energético e grandes populações (Kushlan 1981; Hebert & Morrison 2003).

Os Pelecaniformes e Ciconiiformes fazem uso similar de recursos alimentares dentro da comunidade de aves aquáticas. Ambos dependem completamente do ambiente aquático para o seu forrageamento, e fazem uso diferenciado do mosaico de corpos d'água entre e dentro das fases do ciclo hidrológico. O acesso ao alimento para estas aves está relacionado principalmente a dois fatores: a disponibilidade e a vulnerabilidade das presas (Kushlan 1981; Haig *et al.* 1998; Gawlik 2002; Russell *et al.* 2002). A disponibilidade das presas se refere à presença das mesmas no ambiente, enquanto que a sua vulnerabilidade depende, para os dois grupos em questão, principalmente da profundidade da água, que permite ou não o acesso às presas por parte das aves. A exploração de diferentes ambientes em uma planície de inundação é possível devido aos Pelecaniformes e Ciconiiformes serem organismos altamente móveis. A alta mobilidade permite afirmar que a dispersão não é um fator limitante para a

distribuição das espécies dentro de uma mesma planície de inundação (Almeida *et al.* in prep.) e constitui uma vantagem para a investigação de associações entre as características ambientais e a estruturação das assembleias em pequena escala, já que estas aves tendem a selecionar de forma mais evidente o ambiente ótimo para o forrageamento.

Compreender os processos que estruturam as assembleias locais a partir do *pool* regional é uma meta fundamental na ecologia (Stegen & Hurlbert 2011). As assembleias são geralmente compreendidas como resultantes da ação de dois mecanismos antagônicos: (1) o filtro ambiental, que torna as espécies coexistentes ecologicamente mais similares entre si do que seria esperado ao acaso, favorecendo o agrupamento funcional, e (2) a limitação da similaridade, que faz com que as espécies coexistentes sejam menos similares entre si do que seria esperado ao acaso, favorecendo a sobredispersão funcional e a complementaridade entre as espécies (Mouchet *et al.* 2010). Podemos inferir qual mecanismo predomina na estruturação das assembleias através da comparação de padrões observados de diversidade funcional (FD) e expectativas geradas a partir de modelos nulos (Petchey *et al.* 2007; Thompson *et al.* 2010).

A diversidade funcional é uma métrica da biodiversidade que quantifica o tipo e o valor dos traços dos organismos que influenciam o seu desempenho e, assim, o funcionamento do ecossistema (Díaz & Cabido 2001; Tilman 2001). Essa característica da FD permite uma melhor compreensão não só das relações entre a diversidade e os ecossistemas (Bello *et al.* 2010), como também da estrutura das comunidades, através dos mecanismos que promovem a coexistência das espécies (Mouchet *et al.* 2010; Mason *et al.* 2013), e das características ambientais que afetam a diversidade (Mouillot *et al.* 2007; Luck *et al.* 2013). Medir a diversidade funcional, portanto, significa medir a diversidade de traços funcionais das espécies, que podem ser qualquer característica morfológica, fisiológica ou de história de vida, que seja mensurável ao nível de indivíduo e tenha impacto no fitness do organismo (Violle *et al.* 2007; Luck *et al.* 2013).

Compreender a variação espacial e temporal na diversidade funcional é importante porque níveis diferentes de diversidade de traços entre as assembleias sugerem a operação de diferentes mecanismos estruturadores (McGill *et al.* 2006; Mendez *et al.* 2012). Ao mesmo tempo, a compreensão de como determinadas características ambientais afetam a diversidade funcional ao longo do tempo e do espaço ajuda a esclarecer a relação entre a distribuição das espécies e potenciais variáveis explanatórias (Meynard *et al.* 2011; Apellaniz *et al.* 2012).

Os tipos de ambientes aquáticos e o ciclo hidrológico em uma planície de inundação são fatores que podem influenciar a diversidade funcional e a estruturação das assembleias de aves aquáticas. Elucidar o papel dessa heterogeneidade espaço-temporal na estruturação das assembleias locais de aves auxilia na compreensão do funcionamento da planície como um todo. Desta maneira, este estudo tem como objetivo examinar a influência dos diferentes tipos de ambientes e diferentes fases do ciclo hidrológico na diversidade funcional de assembleias de aves aquáticas Pelecaniformes e Ciconiiformes na planície de inundação do alto rio Paraná.

Sabe-se que os Pelecaniformes e Ciconiiformes dependem dos ambientes aquáticos para a alimentação, e que a qualidade destes habitats varia para o forrageamento destas aves em função da disponibilidade e vulnerabilidade das presas. Assumindo que a qualidade dos ambientes varia no tempo e no espaço em planícies de inundação, avaliou-se a hipótese de que a diversidade funcional e os processos predominantes na estruturação das assembleias de Pelecaniformes e Ciconiiformes diferem entre os ambientes e ao longo do ciclo hidrológico. Assim espera-se que (1) em períodos de cheia, quando o nível da água sobe em todos os ambientes em função do pulso de inundação, a diversidade funcional das aves seja baixa e similar entre todos os ambientes. Nesse período, as profundidades mais altas atuam diminuindo a vulnerabilidade de presas para as aves e causando redundância entre as espécies, o que reflete a atuação predominante dos filtros ambientais na estruturação das assembleias, e (2) em períodos de seca, com a diminuição no nível da água, a diversidade funcional aumente diferentemente entre os ambientes, à medida que aumentam também as distinções entre eles. Ao mesmo tempo, nesse período as diferenças entre os tipos de ambientes levam a distinções entre os mecanismos predominantes na estruturação das assembleias nos mesmos.

## **2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 ÁREA DE ESTUDO**

O rio Paraná se estende por 4.695 km, do planalto central brasileiro até o rio da Prata. No Brasil, apenas um trecho de 230 km entre os reservatórios de Porto Primavera e Itaipu ainda possui uma planície alagável (22°40'S a 22°52'S e 53°12'W a 53°38'W). O trecho de planície alagável do rio onde foi realizado este estudo está localizado entre a foz do rio Paranapanema e a foz do rio Ivinheima. Nesse trecho há uma extensa planície aluvial na sua margem direita, que inclui os rios Baía e Ivinheima, canais que conectam os rios, lagoas permanentes isoladas e lagoas permanentemente conectadas aos rios. O clima da área é

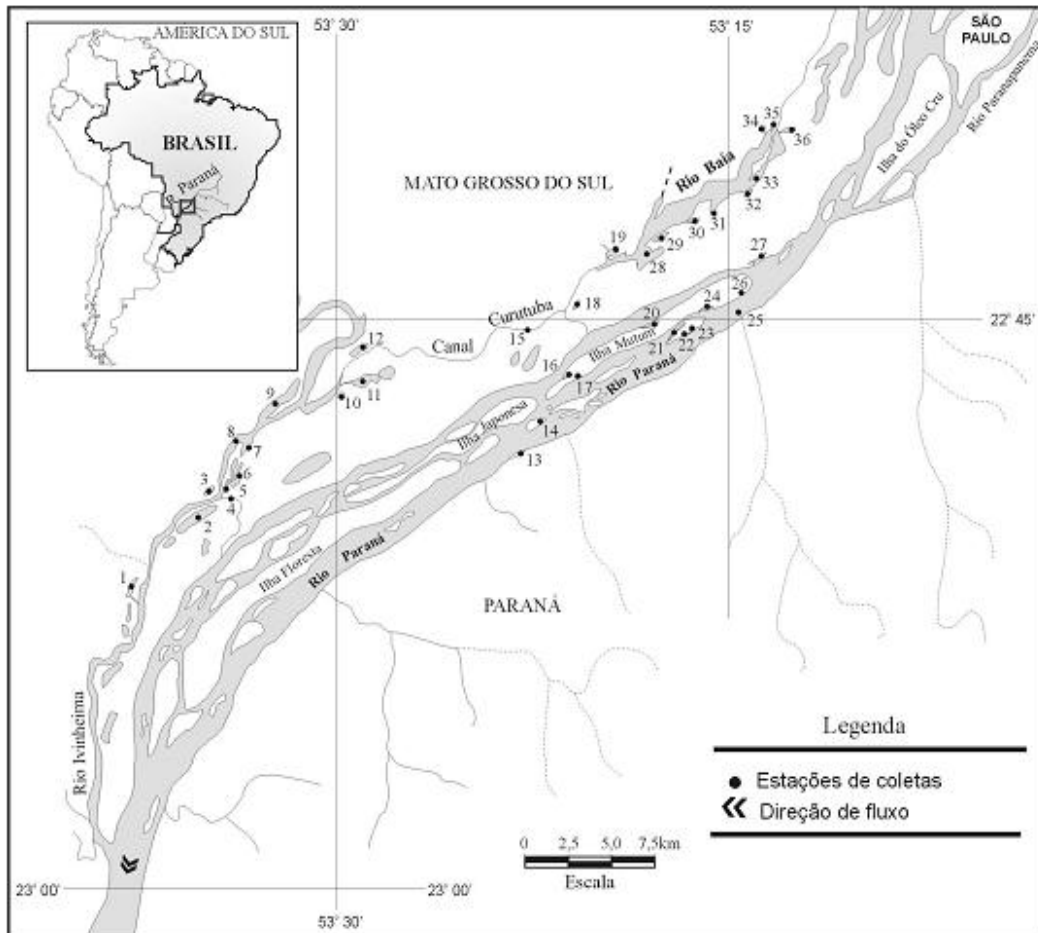
classificado como tropical subtropical, com média anual de temperatura de 22°C (média no verão de 26°C, e no inverno de 19°C), e com uma estação úmida de outubro a fevereiro, com médias superiores a 125 mm e uma estação seca de junho a setembro com médias inferiores a 80 mm. O período de cheia da planície geralmente ocorre de novembro/dezembro a abril/maio e é caracterizado pelo aumento no nível da água numa média de 2,5 m, chegando até 7,5 m em anos de cheias extremas, e com quase nenhuma variação em anos sem o período característico de cheia. A ocorrência de dois ou três pulsos de inundação anuais é comum durante as cheias, enquanto que pulsos menores (<0,5 m) ocorrem semanalmente durante a seca, devido à operação de reservatórios a montante (Agostinho *et al.* 2004a).

## 2.2 COLETA DE DADOS

Quatro tipos de ambientes foram considerados neste estudo, todos eles permanentes: rios, canais (corpos d'água semi-lóticos que conectam dois rios ou dois trechos de um mesmo rio, com largura em torno de 20 a 30 m), lagoas fechadas (sem conexão com rios ou canais, exceto durante os pulsos de cheia) e lagoas abertas (permanentemente conectadas aos rios ou canais). Todos os corpos d'água foram amostrados por inteiro, com exceção dos rios e de um dos canais, devido à sua grande extensão. O número de unidades amostrais em cada categoria de hábitat foi 3, 4, 13 e 16, respectivamente (Fig. 1). As aves foram amostradas trimestralmente em 2002 e 2003 nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro. Historicamente, os meses amostrados correspondem respectivamente aos períodos de cheia, vazante, seca e enchente na planície de inundação do alto rio Paraná.

Em cada mês de amostragem foram realizadas duas visitas com duração de uma hora em cada unidade amostral, iniciando sempre uma hora após o nascer do sol. O método de amostragem foi o da transecção ao longo das margens dos ambientes. O percurso da transecção foi realizado de barco (nos rios, canais e lagoas abertas) ou a pé (nas lagoas fechadas), sendo cada indivíduo avistado identificado e registrado (Bibby *et al.* 1992). Indivíduos registrados numa faixa de até 5 m distantes da água foram incluídos, mas não aqueles registrados em voo, a não ser que fossem observados saindo ou chegando às lagoas. Foi considerado como valor de abundância total para cada unidade amostral o número de registros mais alto obtido a partir das observações. A nomenclatura das espécies está de acordo com a American Ornithologists' Union (2013).

Figura 1 - Trecho do alto rio Paraná abrangido neste estudo com a localização das unidades amostrais: rios (2. Ivinhema, 15. Baía e 34. Paraná), canais (6. Ipoitã, 13. Curutuba, 21. Baía e 25. Cortado), lagoas fechadas (3. Ventura, 4. Zé do Paco, 8. Capivara, 10. Jacaré, 12. Cervo, 14. Traíra, 17. Fechada, 18. Pousada das Garças, 20. Aurélio, 27. Osmar, 31. Genipapo, 32. Clara e 35. Pousada) e lagoas abertas (1. Peroba, 5. Boca do Ipoitã, 7. Patos, 9. Finado Raimundo, 11. Sumida, 16. Guaraná, 19. Porcos, 22. Maria Luiza, 23. Gavião, 24. Onça, 26. Pombas, 28. Manezinho, 29. Bilé, 30. Leopoldo, 33. Pau-Véio e 36. Garças).



### 2.3 TRAÇOS FUNCIONAIS

Neste estudo pretendemos acessar a FD das aves aquáticas com relação ao uso de recursos. Dessa forma, foram utilizados traços relacionados à variação da capacidade das aves de explorar recursos. Foram utilizados cinco traços funcionais, que representam muitos aspectos dessa variação, e também constituem tipos de traços que têm sido utilizados em outros estudos de FD de aves (Mendez *et al.* 2012). Foram eles: massa corporal (kg), comprimento do tarso (cm), comprimento do bico (cm), curvatura do bico (três categorias: curvado para baixo, reto e curvado para cima), e dieta (dez categorias não exclusivas: material vegetal, artrópodes, moluscos, crustáceos, anelídeos, peixes, anfíbios, répteis, aves e



mamíferos). Como é comum em estudos com comunidades animais, os valores dos traços foram obtidos a partir da literatura, em DelHoyo *et al.* (1992–1997) e Sick (1997), com exceção das médias de comprimento do tarso e bico, que foram obtidas a partir de espécimes do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. A dieta, como traço categórico não exclusivo, foi dividida em traços binários, aos quais foram atribuídos um peso  $w_i=1/b_i$ , onde  $b_i$  é o número de variáveis binárias no qual o traço categórico  $i$  foi dividido (Laliberté & Legendre 2010).

## 2.4 ÍNDICES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL

Diferentes índices para quantificar a diversidade funcional foram propostos ao longo do tempo (Petchey & Gaston 2006; Mouchet *et al.* 2010). Mason *et al.* (2005), sugeriram que a diversidade funcional poderia ser dividida em três componentes primários: riqueza funcional, divergência funcional e equitabilidade funcional. As três facetas são complementares e juntas descrevem a distribuição das espécies e de suas respectivas abundâncias no espaço funcional. A riqueza funcional (FRic) representa o tamanho do espaço funcional ocupado por uma comunidade. A equitabilidade funcional (FEve) corresponde a quão regularmente as abundâncias das espécies estão distribuídas no espaço funcional. E, finalmente, a divergência funcional (FDiv) define o quão distantes as abundâncias das espécies estão do centro do espaço funcional (Villéger *et al.* 2008; Laliberté & Legendre 2010). Cada componente descreve um aspecto independente da diversidade funcional, indicando que uma quantificação completa da FD exige a análise simultânea dos três componentes. O uso complementar desses três índices possibilita uma diferenciação mais eficiente entre os diferentes processos estruturadores das comunidades do que quando é usada apenas uma medida única de FD (Mouchet *et al.* 2010).

Altos níveis dos três componentes da diversidade funcional em relação a expectativas geradas a partir de modelos nulos indicam a predominância da limitação da similaridade, enquanto níveis baixos dos índices quando comparados aos modelos gerados ao acaso indicam a predominância do filtro ambiental na estruturação das comunidades. Valores próximos aos dos modelos esperados indicam que as comunidades estão estruturadas de acordo com modelos nulos. Altos valores de FEve são esperados quando as espécies e suas abundâncias estão mais regularmente distribuídas no espaço funcional, enquanto valores mais baixos são esperados diante de duas situações: quando a abundância não é uniformemente

distribuída entre as espécies, ou quando as distâncias funcionais entre as espécies são menos regulares. Valores altos de FDiv estão associados a altos níveis de dissimilaridade entre as espécies de uma comunidade (Villéger *et al.* 2008).

As três medidas de Villéger *et al.* (2008) foram computadas para cada unidade amostral em cada período para representar a riqueza funcional, a equitabilidade funcional e a divergência funcional. Como foram utilizados tanto traços categóricos quanto contínuos para a caracterização das espécies, o cálculo dos índices de diversidade funcional foi realizado através de um subconjunto de eixos de PCoA (Análise de Coordenadas Principais) (Laliberté & Legendre 2010). Primeiramente, foram computadas as distâncias funcionais entre os pares de espécies de acordo com os valores dos traços utilizando a distância de Gower (Gower 1966). Em seguida, foi realizada uma PCoA nessa matriz de distância funcional para obter o subconjunto dos eixos da PCoA. Os índices de diversidade funcional foram estimados então utilizando os novos valores de traços e as abundâncias totais. Amostras que continham duas ou menos espécies foram consideradas como de valor zero para cada medida de FD. Os índices de diversidade funcional foram calculados com o pacote FD (Laliberté & Legendre 2010) do software livre R, versão 3.0.1 (R Development Core Team 2011).

## 2.5 MODELOS NULOS E ANÁLISE DOS DADOS

Para testar se os valores observados de FRic, FEve e FDiv são maiores ou menores do que é esperado ao acaso, dado a riqueza de espécies de cada assembleia, foram utilizadas randomizações para gerar uma distribuição de valores esperados para cada medida de FD. Foram geradas 999 assembleias ao acaso para cada unidade amostral em cada período, nas quais a riqueza de espécies em cada amostra permaneceu constante (a mesma dos valores observados). As espécies foram selecionadas do pool regional (todas aquelas que ocorreram em qualquer tipo de corpo d'água e em qualquer período), sem reposição e atribuídas aleatoriamente a cada unidade amostral. As abundâncias para cada espécie também foram escolhidas ao acaso (sem reposição) a partir da distribuição de abundâncias que ocorreram em cada local e período. Dessa forma esperamos evitar que uma hipótese nula verdadeira fosse rejeitada (Wilson 1995). Cada medida de FD foi então calculada para cada assembleia gerada, e assim foi obtida uma distribuição de 999 valores para cada medida. Os valores observados foram considerados significativamente diferentes dos valores gerados ao acaso quando

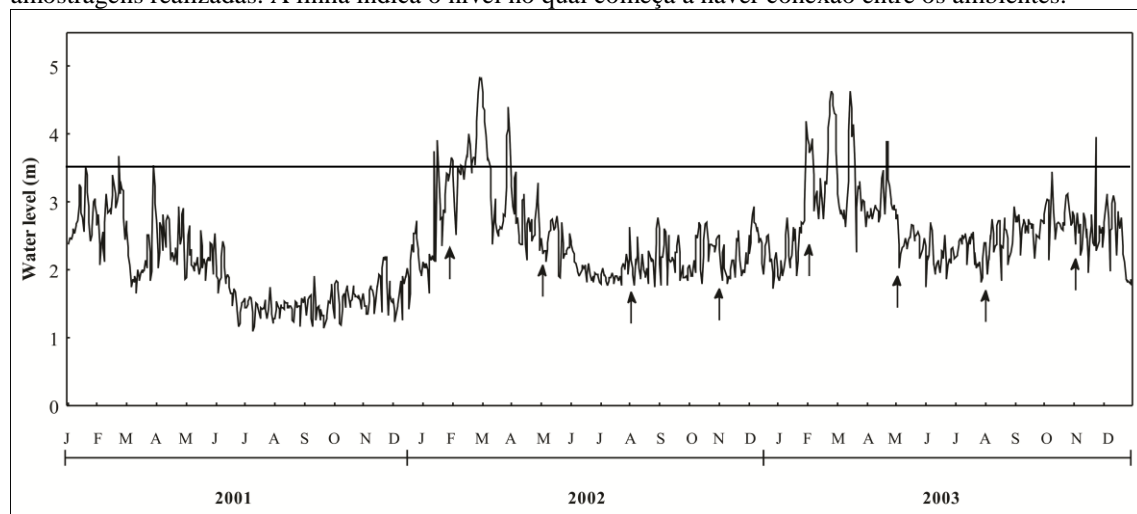
localizados acima ou abaixo da 25<sup>a</sup> ou 975<sup>a</sup> posição no ranking de valores esperados, respectivamente (Luck 2013). Os modelos nulos foram construídos com a função `permatswap` do pacote *vegan* do software livre R, versão 3.0.1 (R Development Core Team 2011).

Para testar se há diferença na diversidade funcional entre os tipos de ambiente em cada mês, e entre os meses para cada tipo de ambiente foram realizados testes não paramétricos de Kruskal-Wallis. Foi realizado um teste para cada índice entre os tipos de ambientes em cada mês, e entre os meses para cada tipo de ambiente. Para os testes com valores significativos foram realizados testes post hoc de Mann-Whitney com correção de Bonferroni. Todas as análises foram realizadas no programa R (R Development Core Team 2011).

### 3 RESULTADOS

O nível hidrológico do rio Paraná foi maior entre janeiro e abril em ambos os anos de estudo. Entretanto, o nível da água apresentou-se ligeiramente mais alto na última metade de 2003 se comparado ao mesmo período de 2002, ocasionalmente alcançando 3,5 m, nível em que começa a haver conexão entre o rio e as lagoas fechadas. O ano anterior ao do início das amostragens (2001) foi de acentuado período seco, com valores mínimos do nível da água quase alcançando um metro, e valores máximos não alcançando os 4 m. Os meses amostrados não corresponderam aos períodos hidrológicos historicamente relatados, já que para ambos os anos, tanto agosto quanto novembro corresponderam a meses de seca na planície (Fig. 2).

Figura 2 - Níveis fluviométricos diários para os anos de 2001, 2002 e 2003. Setas pretas representam as amostragens realizadas. A linha indica o nível no qual começa a haver conexão entre os ambientes.



Foram registradas ao todo 14 espécies de Pelecaniformes e Ciconiiformes na área de estudo (Tab. 1). Os testes entre os tipos de ambiente para cada mês indicam se, em um mesmo mês, as assembleias dos diferentes tipos de ambientes se comportam de maneira similar para os índices de diversidade funcional. Estes testes revelaram que houve diferença significativa nos índices de diversidade funcional entre os ambientes em maio, agosto e novembro de 2002 e em fevereiro de 2003 (Tab. 2). Os testes entre os meses para cada ambiente indicam se a diversidade funcional realmente se altera ao longo do tempo nas assembleias de cada tipo de ambiente. Estes testes revelaram que há diferença entre os meses apenas para as lagoas abertas (Tab. 3).

Tabela 1 - Valores dos traços funcionais para cada espécie registrada.

	Peso (g)	Tarso (cm)	Bico (cm)	Tipo do bico	Dieta
<i>Ardea cocoi</i>	3,32	185,77	152,88	Reto	Artrópodes, peixes, anfíbios
<i>Ardea alba</i>	3,04	150,07	110,66	Reto	Artrópodes, crustáceos, peixes, anfíbios, répteis, aves, mamíferos
<i>Egretta thula</i>	2,54	90,2	80,88	Reto	Artrópodes, moluscos, crustáceos, peixes, anfíbios, répteis
<i>Butorides striatus</i>	2,28	49,33	61,48	Reto	Artrópodes, moluscos, crustáceos, anelídeos, peixes, anfíbios, répteis, mamíferos
<i>Nycticorax nycticorax</i>	2,88	77,55	75,22	Reto	Artrópodes, moluscos, crustáceos, peixes, anfíbios, répteis, aves, mamíferos
<i>Tigrisoma lineatum</i>	2,92	115,9	107,11	Reto	Artrópodes, crustáceos, peixes, répteis
<i>Bubulcus ibis</i>	2,56	89,0	56,5	Reto	Artrópodes, moluscos, crustáceos, peixes, anfíbios, répteis, aves, mamíferos
<i>Syrigma sibilatrix</i>	2,57	92,33	66,16	Reto	Artrópodes, anfíbios, répteis
<i>Mycteria americana</i>	3,4	182,5	187,5	Curvado para baixo	Artrópodes, peixes, anfíbios, répteis
<i>Ciconia maguari</i>	3,6	201,66	182,0	Reto	Artrópodes, crustáceos, peixes, anfíbios, répteis, mamíferos
<i>Jabiru mycteria</i>	3,87	295,0	279,33	Curvado para cima	Artrópodes, peixes, anfíbios, répteis
<i>Platalea ajaja</i>	3,16	101,2	164,4	Achatado	Material vegetal, artrópodes, moluscos, crustáceos, peixes
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	2,87	66,6	131,8	Curvado para baixo	Material vegetal, artrópodes, anelídeos
<i>Theristicus caudatus</i>	3,2	85,77	153,77	Curvado para baixo	Artrópodes, anfíbios, répteis, mamíferos

Tabela 2 - Valores de significância resultantes dos testes de Kruskal-Wallis para cada mês, entre os tipos de ambiente considerados neste estudo. Os valores significativos são apresentados em negrito. Para os testes com  $p < 0.05$ , foram realizados testes post hoc. Os testes post hoc com resultado significativo são apresentados. As siglas C, LA e LF correspondem respectivamente a canal, lagoa aberta e lagoa fechada.

	FRic	FEve	FDiv
Fev 02	$p > 0.05$	$p > 0.05$	$p > 0.05$
Mai 02	<b><math>p &lt; 0.05</math></b>	$p > 0.05$	$p > 0.05$
Ago 02	<b><math>p &lt; 0.05</math></b>	$p > 0.05$	<b>LA x LF (<math>p &lt; 0.05</math>)</b>
Nov 02	<b>C x LF (<math>p &lt; 0.005</math>)</b> <b>LA x LF (<math>p &lt; 0.005</math>)</b>	<b>C x LF (<math>p &lt; 0.05</math>)</b> <b>LA x LF (<math>p &lt; 0.05</math>)</b>	<b>C x LF (<math>p &lt; 0.005</math>)</b> <b>LA x LF (<math>p &lt; 0.005</math>)</b>
Fev 03	$p > 0.05$	$p > 0.05$	<b>LA x LF (<math>p &lt; 0.05</math>)</b>
Mai 03	$p > 0.05$	$p > 0.05$	$p > 0.05$
Ago 03	$p > 0.05$	$p > 0.05$	$p > 0.05$
Nov 03	$p > 0.05$	$p > 0.05$	$p > 0.05$

Tabela 3 - Valores de significância resultantes dos testes de Kruskal-Wallis para cada tipo de ambiente ao longo dos meses de estudo. Os valores significativos são apresentados em negrito. Para os testes com  $p < 0.05$ , foram realizados testes post hoc. Os testes post hoc com resultado significativo são apresentados. As abreviações Fev, Ago e Nov correspondem respectivamente a fevereiro, agosto e novembro.

	FRic	FEve	FDiv
Rio	$p > 0.05$	$p > 0.05$	$p > 0.05$
Canal	$p > 0.05$	$p > 0.05$	$p > 0.05$
Lagoa aberta	<b>Fev 02 x Ago 02 (<math>p &lt; 0.05</math>)</b> <b>Fev 02 x Nov 02 (<math>p &lt; 0.05</math>)</b>	$p > 0.05$	<b><math>p &lt; 0.05</math></b>
Lagoa fechada	$p > 0.05$	$p > 0.05$	$p > 0.05$

As comparações entre os valores observados e esperados de FRic, FEve e FDiv indicaram que a diversidade funcional da maior parte das assembleias de Pelecaniformes e Ciconiiformes de todos os ambientes da planície e ao longo de todos os meses está de acordo com os valores calculados a partir de assembleias geradas ao acaso. Entretanto, para algumas assembleias, houve diferença entre os valores observados (VO) e esperados (VE) de diversidade funcional. Em grande parte dos meses, não houve consistência nos resultados da comparação entre valores observados e esperados, havendo para um mesmo tipo de ambiente e em um mesmo mês, assembleias tanto com VO acima quanto abaixo do esperado. Lagoa fechada foi o tipo de ambiente que mais se aproximou dos valores esperados de diversidade funcional, e que menos sofreu alteração entre os meses, apresentando para quase todos os

meses e índices uma ou nenhuma unidade amostral com valores observados diferentes dos esperados. O resultado da comparação entre VO e VE variou mais entre os meses para os outros tipos de ambiente, mas não houve um padrão discernível para os tipos de ambientes ao longo do tempo (Tab. 4).

Tabela 2- Porcentagens das relações entre valores observados de diversidade funcional e valores esperados, calculados a partir de assembleias geradas ao acaso. As siglas VO e VE correspondem respectivamente a valor observado e valor esperado.

	FRic	FEve	FDiv
VO > VE	10,07%	5,21%	6,6%
VO < VE	11,11%	6,6%	4,17%
VO = VE	78,72%	88,19%	89,23%

#### 4 DISCUSSÃO

A diversidade funcional observada e a diferença entre a FD observada e esperada variaram entre os tipos de ambientes e ao longo do período de estudo na planície de inundação do alto rio Paraná. Entretanto, a variação observada esteve de acordo com o predito apenas em parte, e apenas em 2002. Neste ano, o período de cheia (fevereiro) apresentou diversidade funcional baixa e similar entre todos os ambientes, como havia sido predito. Entretanto, os valores de FD estiveram, em sua grande maioria, de acordo com valores calculados a partir de assembleias geradas ao acaso, indicando que não há redundância entre as espécies nas assembleias. Assim, não há evidência de que os filtros ambientais sejam os atores principais na estruturação das assembleias locais. No período de seca desse mesmo ano ( novembro), a FD variou significativamente entre os ambientes e, além disso, também o resultado da comparação dos valores observados com valores gerados a partir de modelos nulos variou, sugerindo a existência de distintos processos estruturadores nas assembleias nesse período. Quando comparados os diferentes tipos de ambientes ao longo do tempo, apenas um tipo de ambiente, o das lagoas abertas, apresentou diferenças significativas entre os meses de seca e cheia. Em 2003, não houve diferença significativa entre os tipos de ambientes em nenhum mês, assim como não houve diferença entre os meses quando foram comparados os tipos de ambiente ao longo do tempo.

Um aumento significativo no número de espécies e na diversidade funcional ocorreu entre os períodos de cheia e de seca no primeiro ano deste estudo. Essa alteração na FD pode

ser resultado de mudanças na composição das assembleias, advindas da chegada de novas espécies e/ou da substituição de algumas espécies por outras com traços mais distintos, o que leva a um aumento no volume do espaço funcional ocupado pela assembleia. Mudanças na composição das assembleias podem ser consequência de movimentações dos Pelecaniformes e Ciconiiformes entre a planície de inundação do alto rio Paraná e outras áreas úmidas, já que as espécies de aves aquáticas são conhecidas por realizarem movimentações em busca de recurso, que podem variar em escala e que não são muito bem estabelecidas na América do Sul (Antas 1994; Haig *et al.* 1998). A subida no nível da água e a homogeneização dos ambientes da planície durante a cheia (Thomaz *et al.* 2007), que influenciam a disponibilidade de presa para as aves (Gawlik 2002) provavelmente são os fatores que afetam a estrutura das assembleias locais de Pelecaniformes e Ciconiiformes.

O único tipo de ambiente que mudou significativamente entre os meses de amostragem foi o das lagoas abertas, o que indica que as mudanças na composição das assembleias podem não ser tão influentes nos outros ambientes da planície. As lagoas abertas foram previamente consideradas como manchas de habitat de melhor qualidade para este grupo de aves no mesmo local de estudo devido à maior abundância de peixes (Gimenes & Anjos 2011), e talvez o período de águas baixas reforce ainda mais a melhor qualidade deste habitat, através de uma maior vulnerabilidade dos peixes à predação. A similaridade dos meses em 2003 pode estar relacionada aos pequenos pulsos de inundação que ocorreram no segundo semestre deste ano, período tipicamente seco do rio Paraná, e que podem ter influenciado a disponibilidade de presa para as aves, e conseqüentemente a composição das assembleias em agosto e novembro. As diferenças observadas na diversidade funcional entre 2002 e 2003 podem estar relacionadas a acontecimentos anteriores a este estudo. Os anos que antecederam o início das amostragens foram atipicamente secos, o que pode ter influenciado nos baixos valores de diversidade funcional encontrados no início de 2002 para os locais amostrados.

A conclusão a partir das comparações entre valores observados e valores gerados ao acaso de diversidade funcional é que a FD em assembleias de Pelecaniformes e Ciconiiformes nos diferentes tipos de ambientes da planície de inundação e ao longo de diferentes fases do ciclo hidrológico é, no geral, consistente com expectativas nulas, geradas a partir de assembleias simuladas com a mesma riqueza que as observadas. Assembleias neutras com relação à diversidade funcional, assim como respostas diferentes entre os índices com relação à comparação com assembleias geradas ao acaso foram encontradas para comunidades de aves de outros ambientes, como na floresta amazônica (Hidasi-Neto *et al.* 2012), em

ambientes alterados (Luck *et al.* 2013) e em florestas fragmentadas (Ding *et al.* 2013). Entretanto, processos estruturadores de comunidades podem interagir e gerar padrões complexos ou até neutros (Helmus *et al.* 2007; Mouchet *et al.* 2010). Assim, mecanismos específicos que expliquem os resultados encontrados ainda são incertos, já que a estrutura das assembleias depende de uma série de fatores complexos, como o filtro ambiental, a limitação da similaridade e/ou os próprios processos neutros, que podem ocorrer simultaneamente. É possível que as poucas assembleias cuja diversidade funcional diferiu dos valores esperados indiquem que o filtro ambiental, ou a limitação da similaridade tem influência mais forte nas assembleias, a depender do tipo de ambiente e do período do ciclo hidrológico. Os tipos de ambiente que tiveram índices de diversidade funcional superiores e inferiores aos de assembleias geradas ao acaso num mesmo mês podem ser um indicativo de como a ação de diferentes mecanismos na estruturação das comunidades pode ser complexa.

As lagoas fechadas foram o tipo de ambiente que apresentou assembleias com os menores valores de diversidade funcional para todos os índices, e que menos se diferenciaram das assembleias geradas ao acaso. Isto pode se dever à baixa riqueza de espécies desse tipo de ambiente, que predominou durante todos os meses. A utilização de apenas dois grupos entre a comunidade de aves aquáticas levou a um grande número de assembleias com  $FD = 0$ , o que foi especificamente comum para as lagoas fechadas. A baixa riqueza apresentada neste estudo para a maior parte dos ambientes pode ser responsável pelo grande número de assembleias com diversidade funcional próxima à esperada para assembleias geradas ao acaso. Dessa forma, é essencial que para uma melhor compreensão da dinâmica da comunidade de aves aquáticas quando sujeita à heterogeneidade espaço-temporal de uma planície de inundação, novos estudos sejam realizados considerando toda a diversidade de aves aquáticas, e também explorando as respostas de outros grupos funcionais dentro desta comunidade, que realizem distintas funções no ecossistema. Aqui, a subdivisão da comunidade pode ser baseada, por exemplo, em grupos alimentares, considerando o recurso alimentar mais consumido, como peixes, invertebrados ou material vegetal.

As aves aquáticas são importantes consumidoras em ambientes aquáticos, e desempenham diversas funções neste tipo de ecossistema (Green & Elmberg 2013). A compreensão de como a diversidade funcional de aves é afetada pelo ciclo hidrológico, e de como a sua dinâmica funciona nos diversos ambientes de uma planície é essencial para entendermos como esta comunidade se comporta diante das mudanças cada vez maiores e mais frequentes a que estão sujeitas as planícies de inundação (Agostinho *et al.* 2004).



Conclui-se a partir dos resultados obtidos que a diversidade funcional das assembleias locais de Pelecaniformes e Ciconiiformes nos diferentes ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná varia ao longo do ciclo hidrológico. Ainda, os valores observados de diversidade funcional para estas assembleias encontram-se de acordo com valores calculados a partir de assembleias nulas. Devido a isto, não foi apontado um mecanismo dominante na estruturação das assembleias locais.

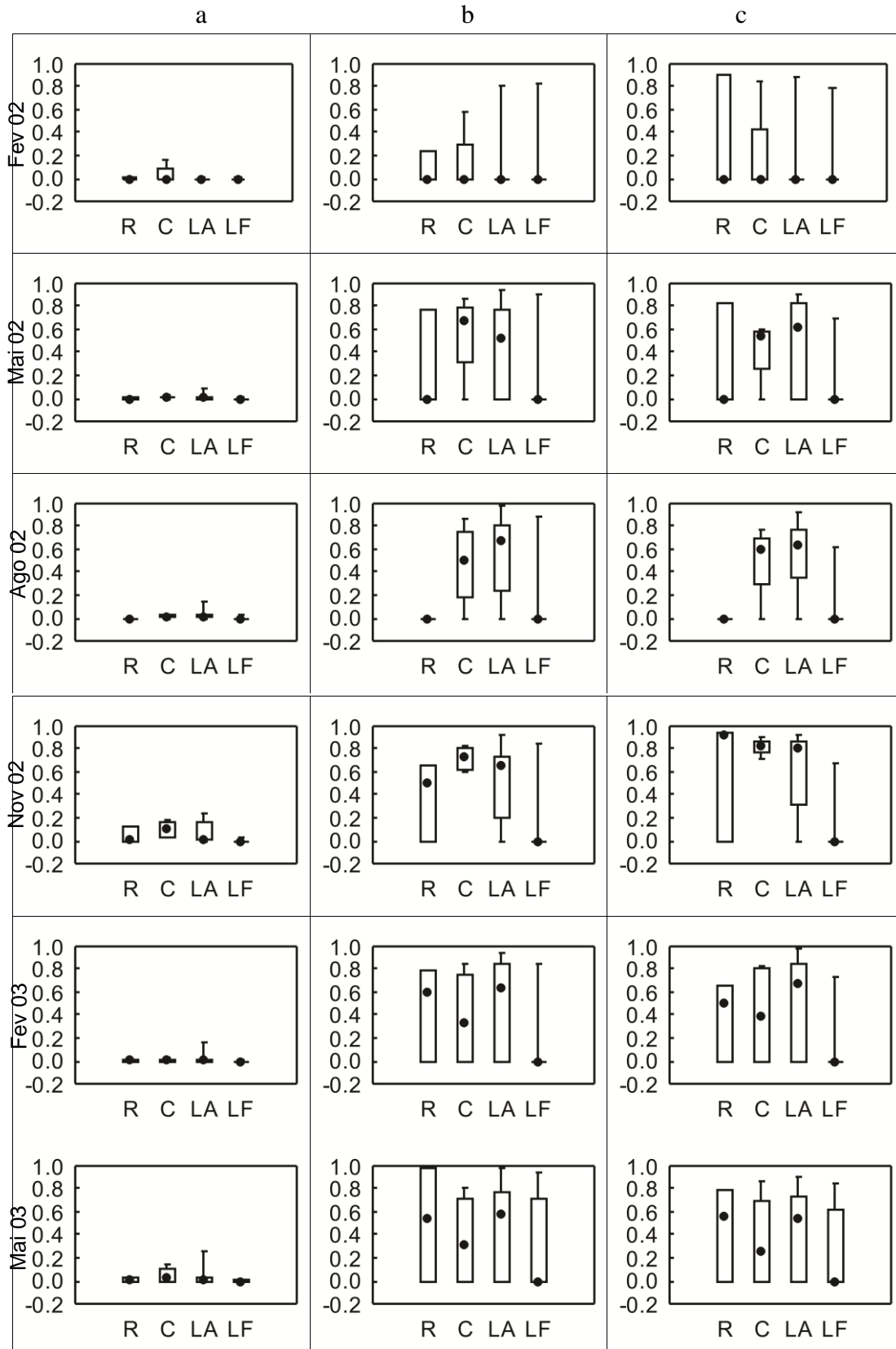
## REFERÊNCIAS

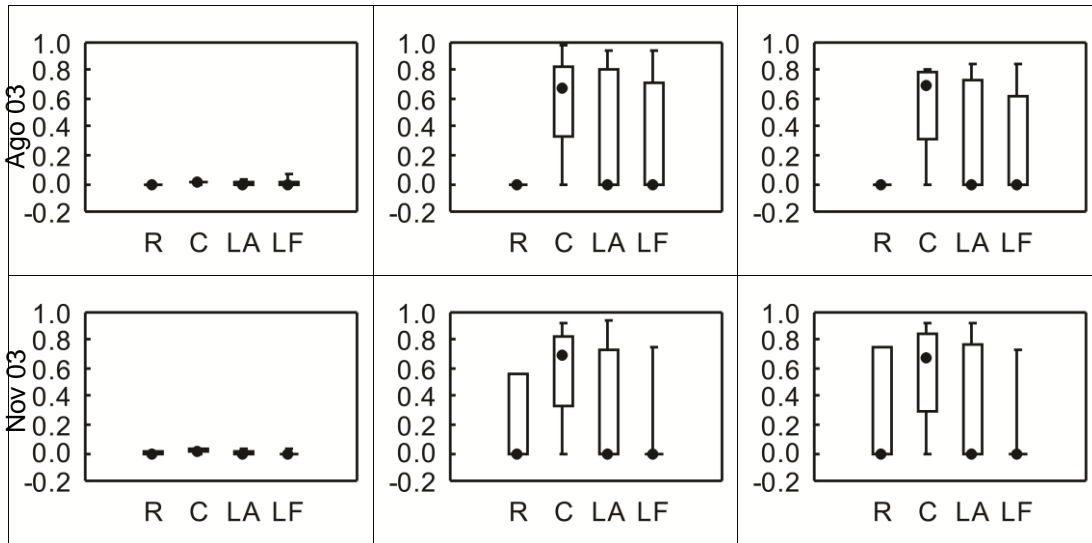
- Agostinho A. A., Gomes L. C., Veri, S. & Okada, E. K. (2004a) Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **14**, 11–19.
- Agostinho A. A., Thomaz S. M. & Gomes L. C. (2004b). Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrology & Hydrobiology* **4**, 255–256.
- Antas P. T. Z. (1994) Migration and other movements among the lower Parana River valley wetlands, Argentina, and the south Brazil/Pantanal wetlands. *Bird Conservation International* **4**, 181–190.
- Apellaniz M., Bellocq M. I. & Filloy J. (2012) Bird diversity patterns in Neotropical temperate farmlands: The role of environmental factors and trophic groups in the spring and autumn. *Austral Ecology* **37**, 547–555.
- Bello F., Lavorel S., Díaz S., Harrington R., Cornelissen J. H. C., Bardgett R. D., Berg M. P., Cipriotti P., Feld C. K., Hering D., Silva P. M., Potts S. G., Sandin L., Sousa J. P., Storkey J., Wardle D. A. & Harrison P. A. (2010) Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation* **19**, 2873–2893.
- Bibby C. J., Burgess N. D. & Hill D. A. (1992) *Bird Census Techniques*. Academic Press, London.
- Del Hoyo J., Elliot A. & Sargatal J. (1992–2007). *Hand-book of the birds of the world*. v. 1-12. Lynx Edicions. Barcelona.
- Díaz S. & Cabido M. (2001) Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* **16**, 646–655.
- Ding Z., Feeley K. J., Wang Y., Pakeman R. J. & Ding P. (2013). Patterns of bird functional diversity on land-bridge island fragments. *The Journal of Animal Ecology* **82**, 781–790.
- Gawlik D. E. (2002) The effects of prey availability on the numerical response of wading birds. *Ecological Monographs* **72**, 329–346.
- Gimenes M. R., & Anjos L. (2011) Quantitative Analysis of Foraging Habitat Use by Ciconiiformes in the Upper Paraná River Floodplain, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* **54**, 415–427.

- Gower J. C. (1966) Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. *Biometrika* **53**, 325–338.
- Green A. J., & Elmberg J. (2013) Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological Reviews* **89**, 105–122.
- Haig S. M., Mehlman D. W. & Oring L. W. (1998) Avian Movements and Wetland Connectivity in Landscape Conservation. *Conservation Biology* **12**, 749–758.
- Hebert C. E. & Morrison H. A. (2003) Consumption of fish and other prey items by Lake Erie waterbirds. *Journal of Great Lakes Research* **29**, 213–227.
- Helmus M. R., Savage K., Diebel M. W., Maxted J. T. & Ives A. R. (2007) Separating the determinants of phylogenetic community structure. *Ecology Letters* **10**, 917–925.
- Hidasi-Neto J., Barlow J. & Cianciaruso M. V. (2012) Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: the role of forest structure. *Animal Conservation* **15**, 407–415.
- Junk W. J., Bayley P. B. & Sparks R. E. (1989) The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* **106**, 110–127.
- Kushlan J. A. (1981) Resource use strategies of wading birds. *The Wilson Bulletin* **93**, 145–163.
- Laliberté E. & Legendre P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* **91**, 299–305.
- Luck G. W., Carter A. & Smallbone L. (2013) Changes in bird functional diversity across multiple land uses: interpretations of functional redundancy depend on functional group identity. *PloS ONE* **8**, e63671.
- Mason N. W. H., Bello F. De, Mouillot D., Pavoine S. & Dray S. (2013) A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science* **24**, 794–806.
- Mason N. W. H., Mouillot D., Lee W. G. & Wilson, J. B. (2005) Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* **111**, 112–118.
- McGill B. J., Enquist B. J., Weiher E. & Westoby M. (2006) Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology and evolution* **21**, 178–185.
- Mendez V., Gill J. A., Burton N. H. K., Austin G. E., Petchey O. L. & Davies R. G. (2012) Functional diversity across space and time: trends in wader communities on British estuaries. *Diversity and Distributions* **18**, 356–365.
- Meynard C. N., Devictor V., Mouillot D., Thuiller W., Jiguet F. & Mouquet N. (2011) Beyond taxonomic diversity patterns: how do  $\alpha$ ,  $\beta$  and  $\gamma$  components of bird functional and phylogenetic diversity respond to environmental gradients across France? *Global Ecology and Biogeography* **20**, 893–903.
- Mouchet M. A., Villéger S., Mason N. W. H. & Mouillot D. (2010) Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* **24**, 867–876.
- Mouillot D., Dumay O. & Tomasini J. A. (2007) Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **71**, 443–456.

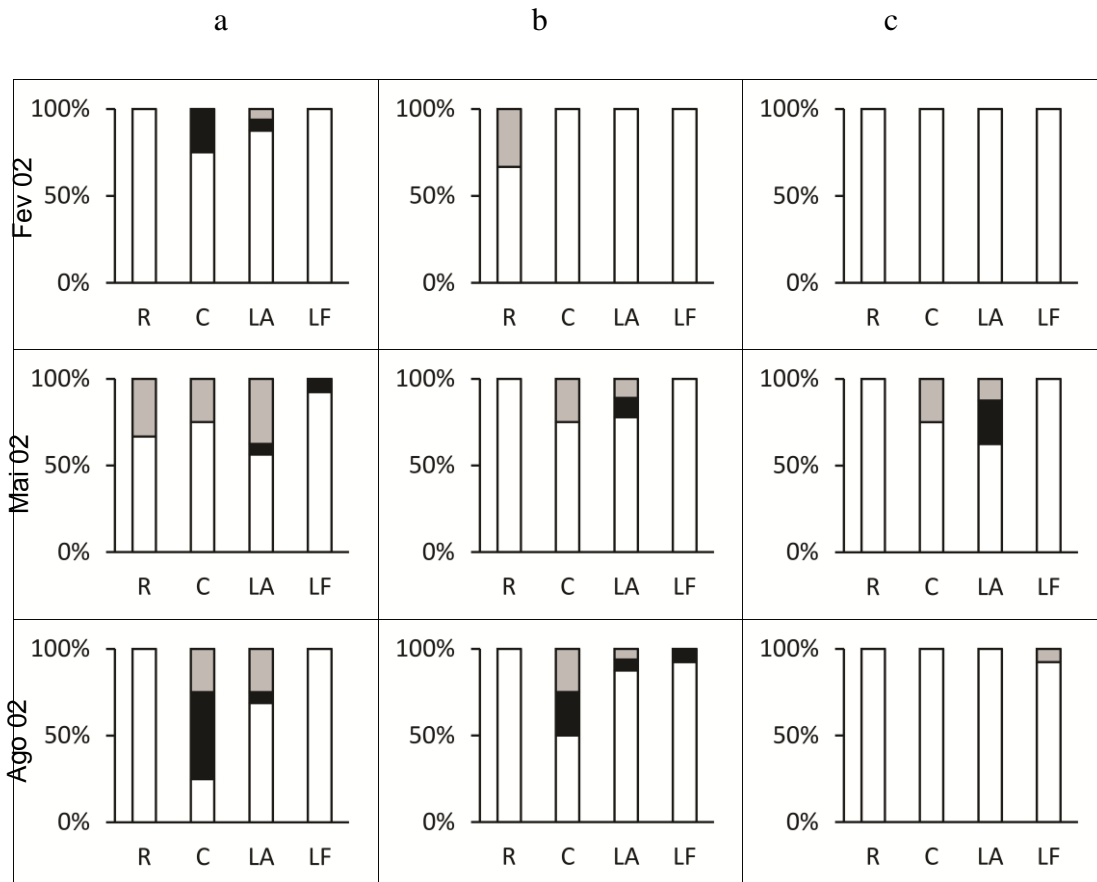
- Petchey O. L. & Gaston K. J. (2006) Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology letters* **9**, 741–758.
- Petchey O. L., Evans K. L., Fishburn I. S. & Gaston K. J. (2007) Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of animal ecology* **76**, 977–985.
- R Development Core Team (2011) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Russell G. J., Bass O. L. & Pimm S. L. (2002) The effect of hydrological patterns and breeding-season flooding on the numbers and distribution of wading birds in Everglades National Park. *Animal Conservation* **5**, 185–199.
- Sekercioglu C. H. (2006) Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution* **21**, 464–471.
- Sick H. (1997) *Ornitologia brasileira*. 2nd edn. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Stegen J. C. & Hurlbert A. H. (2011) Inferring ecological processes from taxonomic, phylogenetic and functional trait  $\beta$ -diversity. *PloS ONE* **6**, e20906.
- Thomaz S. M., Bini L. M. & Bozelli R. L. (2007) Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* **579**, 1–13.
- Thompson K., Petchey O. L., Askew A. P., Dunnett N. P., Beckerman A. P. & Willis A. J. (2010) Little evidence for limiting similarity in a long-term study of a roadside plant community. *Journal of Ecology* **98**, 480–487.
- Tilman D. (2001) Functional diversity. In: Levin S. A. (Ed.) *Encyclopedia of Biodiversity* (Vol. 3) Academic Press, 109–120.
- Villéger S., Mason N. W. H. & Mouillot D. (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* **89**, 2290–2301.
- Violle C., Navas M. -L., Vile D., Kazakou E., Fortunel C., Hummel I. & Garnier, E. (2007) Let the concept of trait be functional! *Oikos* **116**, 882–892.
- Ward J. V, Tockner K. & Schiemer F. (1999) Biodiversity of floodplained river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management* **15**, 125–139.
- Weller M. W. (1988) Issues and approaches in assessing cumulative impacts on waterbird habitat in wetlands. *Environmental Management* **12** 695–701.
- Wilson J. B. (1995) Null models for assembly rules: the Jack Horner effect is more insidious than the Narcissus effect. *Oikos* **72**, 139–144.

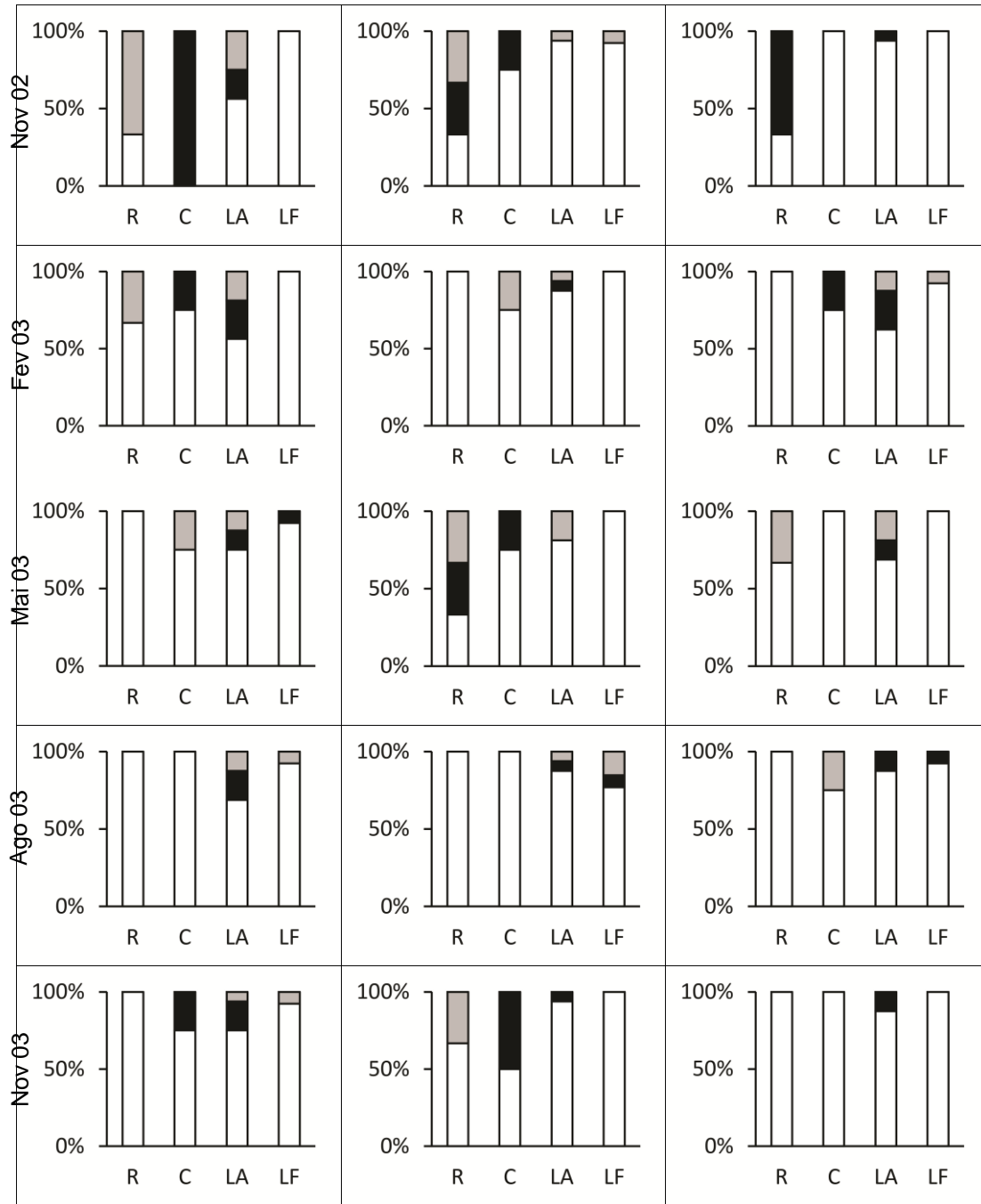
APÊNDICE A - Box-plots dos índices de diversidade funcional por tipo de ambiente e por mês. As colunas a, b e c representam respectivamente os valores de FRic, FEve e FDiv. As linhas representam os meses de amostragem. As siglas R, C, LA e LF representam respectivamente rio, canal, lagoa aberta e lagoa fechada. Os círculos fechados indicam mediana, as caixas indicam o intervalo entre 25 e 75% e as linhas verticais indicam o intervalo de todos os valores.



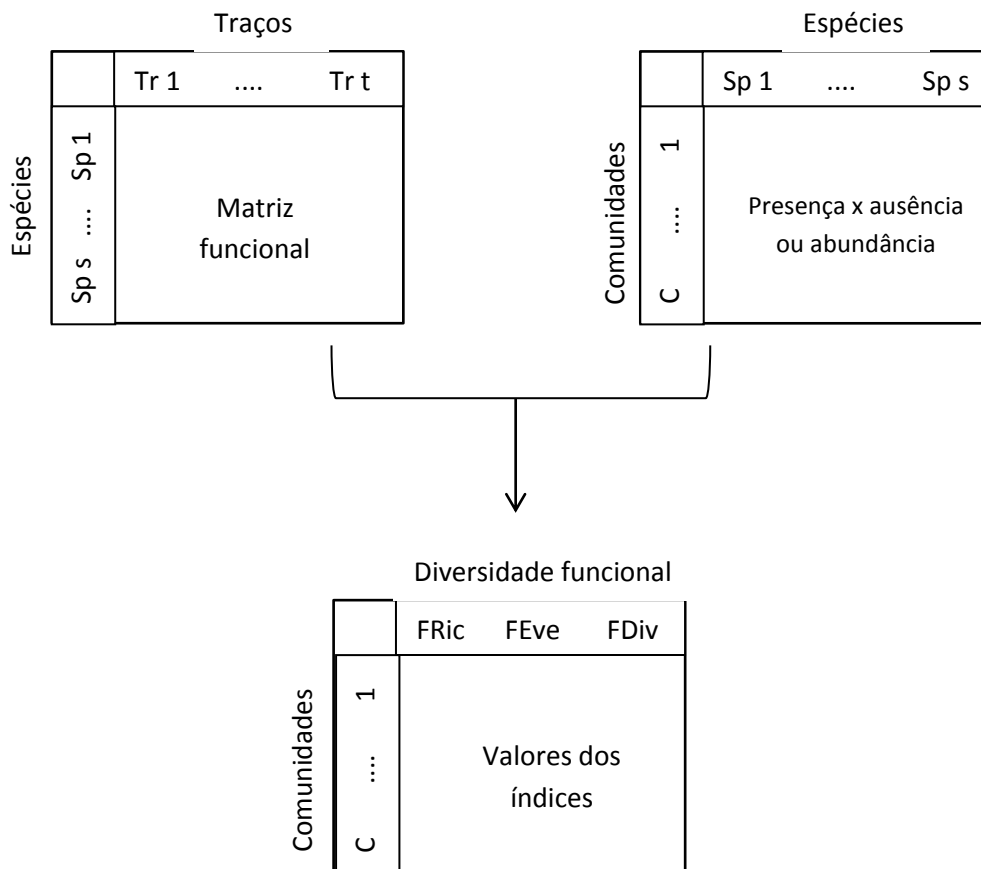


APÊNDICE B - Representação gráfica relativa da comparação entre valores esperados e observados de diversidade funcional. FRic, FEve e FDiv representados respectivamente pelas colunas a, b e c. Os meses de amostragem estão representados pelas linhas. As siglas R, C, LA e LF representam respectivamente rio, canal, lagoa aberta e lagoa fechada. A cor branca indica valores observados de acordo com os esperados, o cinza indica valores observados abaixo dos valores esperados, e o preto representa valores observados acima dos valores esperados.





APÊNDICE C - Representação das matrizes de traços, de espécies e de diversidade funcional.



APÊNDICE D – Scripts para os cálculos de diversidade funcional, geração dos modelos nulos e testes de Kruskal-Wallis e Mann-Whitney com correção de Bonferroni.

```
library(FD)
library(vegan)
```

```
Traços<-read.csv('Traçosnuméricos.csv',header=T,row.names=1)
decostand(Traços,method='standardize')->Tstand      #transformação
write.table(Tstand,'Traçosnumstand.csv')
```

#Cálculo dos valores observados de diversidade funcional

```
All<-read.csv('Abund2-3.csv',header=T,row.names=1)
Trastand<-read.csv('Traçosnumstand.csv',header=T,row.names=1)
eli<-rowSums(All)
All<-All[eli>0,]
```

```

w<-c(1,1,1,1,0.1,0.1,0.1,0.1,0.1,0.1,0.1,0.1,0.1)
(FDall<-dbFD(Trastand,All,w,corr='cailliez'))
write.table(FDall,'FDstandall.csv')

# Cálculo da diversidade funcional esperada

Allnull<-
permatswap(All,method="abuswap",fixedmar="rows",shuffle="both",strata=NULL,mtype="count",times=999)
matrizes<-Allnull$perm
aleat=999

FRicAll.es<-matrix(NA,nrow(All),aleat)
FEveAll.es<-matrix(NA,nrow(All),aleat)
FDivAll.es<-matrix(NA,nrow(All),aleat)

for (i in 1:aleat){
  matriz<-as.data.frame(matrizes[i]) # nominando a matriz i
  colnames(matriz)<-
c("Ardeacocoi","Ardeaalba","Egrettathula","Butoridesstriatus","Nycticoraxnycticorax","Tigri
somalineatum","Bubulcusibis","Syrigmasibilatrix","Mycteriaamericana","Ciconiamaguari","J
abirumycteria","Plataleaajaja","Mesembrinibiscayennensis","Theristicuscaudatus")
  FDespAll <- dbFD(Trastand,matriz,w,corr='cailliez')
  FDespAll$FRic
  FRicAll.es[,i] <- FDespAll$FRic
  FDespAll$FEve
  FEveAll.es[,i]<-FDespAll$FEve
  FDespAll$FDiv
  FDivAll.es[,i]<-FDespAll$FDiv
}

FRicAll.es[is.na(FRicAll.es)]<-0
write.table(FRicAll.es,'FRicAll_es.csv')
FEveAll.es[is.na(FEveAll.es)]<-0
write.table(FEveAll.es,'FEveAll_es.csv')
FDivAll.es[is.na(FDivAll.es)]<-0
write.table(FDivAll.es,'FDivAll_es.csv')

#####

FD<-read.csv('FDstandall.csv',header=T,row.names=1)
attach(FD)

```



```
#Teste de Kruskal-Wallis
```

```
#Por tipo
```

```
R<-c(FD[c(1:3,37:39,73:75,109:111,145:147,181:183,217:219,253:255),])
kruskal.test(FRic~Mês,data=R)
kruskal.test(FEve~Mês,data=R)
kruskal.test(FDiv~Mês,data=R)
```

```
C<-c(FD[c(4:7,40:43,76:79,112:115,148:151,184:187,220:223,256:259),])
kruskal.test(FRic~Mês,data=C)
kruskal.test(FEve~Mês,data=C)
kruskal.test(FDiv~Mês,data=C)
```

```
LA<-c(FD[c(8:23,44:59,80:95,116:131,152:167,188:203,224:239,260:275),])
kruskal.test(FRic~Mês,data=LA)
kruskal.test(FEve~Mês,data=LA)
kruskal.test(FDiv~Mês,data=LA)
```

```
LF<-c(FD[c(24:36,60:72,96:108,132:144,168:180,204:216,240:252,276:288),])
kruskal.test(FRic~Mês,data=LF)
kruskal.test(FEve~Mês,data=LF)
kruskal.test(FDiv~Mês,data=LF)
```

```
#post hoc LA FRic
```

```
wilcox.test(FRic[1:32]~Mês[1:32],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(1:16,33:48)]~Mês[c(1:16,33:48)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(1:16,49:64)]~Mês[c(1:16,49:64)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(1:16,65:80)]~Mês[c(1:16,65:80)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(1:16,81:96)]~Mês[c(1:16,81:96)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(1:16,97:112)]~Mês[c(1:16,97:112)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(1:16,113:128)]~Mês[c(1:16,113:128)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(17:32,33:48)]~Mês[c(17:32,33:48)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(17:32,49:64)]~Mês[c(17:32,49:64)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(17:32,65:80)]~Mês[c(17:32,65:80)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(17:32,81:96)]~Mês[c(17:32,81:96)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(17:32,97:112)]~Mês[c(17:32,97:112)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(17:32,113:128)]~Mês[c(17:32,113:128)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(33:48,49:64)]~Mês[c(33:48,49:64)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(33:48,65:80)]~Mês[c(33:48,65:80)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(33:48,81:96)]~Mês[c(33:48,81:96)],data=LA)
```

```

wilcox.test(FRic[c(33:48,97:112)]~Mês[c(33:48,97:112)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(33:48,113:128)]~Mês[c(33:48,113:128)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(49:64,65:80)]~Mês[c(49:64,65:80)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(49:64,81:96)]~Mês[c(49:64,81:96)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(49:64,97:112)]~Mês[c(49:64,97:112)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(49:64,113:128)]~Mês[c(49:64,113:128)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(65:80,81:96)]~Mês[c(65:80,81:96)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(65:80,97:112)]~Mês[c(65:80,97:112)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(65:80,113:128)]~Mês[c(65:80,113:128)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(81:96,97:112)]~Mês[c(81:96,97:112)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(81:96,113:128)]~Mês[c(81:96,113:128)],data=LA)
wilcox.test(FRic[c(97:112,113:128)]~Mês[c(97:112,113:128)],data=LA)

```

p<-

```

c(0.009111,0.001149,0.0006401,0.005682,0.00223,0.08098,0.1184,0.539,0.156,0.9534,0.429
1,0.4244,0.2095,0.3915,0.5518,0.8633,0.1695,0.05067,0.1552,0.5039,0.05026,0.01465,0.549
2,0.4128,0.129,0.1376,0.0506,0.7232)

```

```

p.adjust(p,method='bonferroni')

```

```

#post hoc LA FDiv

```

```

wilcox.test(FDiv[1:32]~Mês[1:32],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(1:16,33:48)]~Mês[c(1:16,33:48)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(1:16,49:64)]~Mês[c(1:16,49:64)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(1:16,65:80)]~Mês[c(1:16,65:80)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(1:16,81:96)]~Mês[c(1:16,81:96)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(1:16,97:112)]~Mês[c(1:16,97:112)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(1:16,113:128)]~Mês[c(1:16,113:128)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(17:32,33:48)]~Mês[c(17:32,33:48)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(17:32,49:64)]~Mês[c(17:32,49:64)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(17:32,65:80)]~Mês[c(17:32,65:80)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(17:32,81:96)]~Mês[c(17:32,81:96)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(17:32,97:112)]~Mês[c(17:32,97:112)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(17:32,113:128)]~Mês[c(17:32,113:128)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(33:48,49:64)]~Mês[c(33:48,49:64)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(33:48,65:80)]~Mês[c(33:48,65:80)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(33:48,81:96)]~Mês[c(33:48,81:96)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(33:48,97:112)]~Mês[c(33:48,97:112)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(33:48,113:128)]~Mês[c(33:48,113:128)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(49:64,65:80)]~Mês[c(49:64,65:80)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(49:64,81:96)]~Mês[c(49:64,81:96)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(49:64,97:112)]~Mês[c(49:64,97:112)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(49:64,113:128)]~Mês[c(49:64,113:128)],data=LA)

```

```
wilcox.test(FDiv[c(65:80,81:96)]~Mês[c(65:80,81:96)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(65:80,97:112)]~Mês[c(65:80,97:112)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(65:80,113:128)]~Mês[c(65:80,113:128)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(81:96,97:112)]~Mês[c(81:96,97:112)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(81:96,113:128)]~Mês[c(81:96,113:128)],data=LA)
wilcox.test(FDiv[c(97:112,113:128)]~Mês[c(97:112,113:128)],data=LA)
```

```
p<-
```

```
c(0.0261,0.007431,0.003477,0.02092,0.01995,0.1991,0.1302,0.9847,0.2431,0.4387,0.8163,0.
2405,0.564,0.1335,0.8035,0.689,0.3198,0.4705,0.3291,0.06455,0.01476,0.1545,0.551,0.1826,
0.4147,0.5034,0.6088,0.8354)
p.adjust(p,method='bonferroni')
```

```
#Por mês
```

```
f2<-c(FD[1:36,])
```

```
kruskal.test(FRic~Tipo,data=f2)
kruskal.test(FEve~Tipo,data=f2)
kruskal.test(FDiv~Tipo,data=f2)
```

```
m2<-c(FD[37:72,])
```

```
kruskal.test(FRic~Tipo,data=m2)
kruskal.test(FEve~Tipo,data=m2)
kruskal.test(FDiv~Tipo,data=m2)
```

```
a2<-c(FD[73:108,])
```

```
kruskal.test(FRic~Tipo,data=a2)
kruskal.test(FEve~Tipo,data=a2)
kruskal.test(FDiv~Tipo,data=a2)
```

```
n2<-c(FD[109:144,])
```

```
kruskal.test(FRic~Tipo,data=n2)
kruskal.test(FEve~Tipo,data=n2)
kruskal.test(FDiv~Tipo,data=n2)
```

```
f3<-c(FD[145:180,])
```

```
kruskal.test(FRic~Tipo,data=f3)
kruskal.test(FEve~Tipo,data=f3)
kruskal.test(FDiv~Tipo,data=f3)
```

```
m3<-c(FD[181:216,])
```

```
kruskal.test(FRic~Tipo,data=m3)
```

```
kruskal.test(FEve~Tipo,data=m3)
kruskal.test(FDiv~Tipo,data=m3)
```

```
a3<-c(FD[217:252,])
kruskal.test(FRic~Tipo,data=a3)
kruskal.test(FEve~Tipo,data=a3)
kruskal.test(FDiv~Tipo,data=a3)
```

```
n3<-c(FD[253:288,])
kruskal.test(FRic~Tipo,data=n3)
kruskal.test(FEve~Tipo,data=n3)
kruskal.test(FDiv~Tipo,data=n3)
```

```
#post hoc m2 FRic
```

```
wilcox.test(FRic[1:7]~Tipo[1:7],data=m2)
wilcox.test(FRic[c(1:3,8:23)]~Tipo[c(1:3,8:23)],data=m2)
wilcox.test(FRic[c(1:3,24:36)]~Tipo[c(1:3,24:36)],data=m2)
wilcox.test(FRic[c(4:7,8:23)]~Tipo[c(4:7,8:23)],data=m2)
wilcox.test(FRic[c(4:7,24:36)]~Tipo[c(4:7,24:36)],data=m2)
wilcox.test(FRic[c(8:23,24:36)]~Tipo[c(8:23,24:36)],data=m2)
```

```
p<-c(0.2664,0.3823,0.5538,0.6628,0.01692,0.01319)
p.adjust(p,method='bonferroni')
```

```
#post hoc a2 FRic
```

```
wilcox.test(FRic[1:7]~Tipo[1:7],data=a2)
wilcox.test(FRic[c(1:3,8:23)]~Tipo[c(1:3,8:23)],data=a2)
wilcox.test(FRic[c(1:3,24:36)]~Tipo[c(1:3,24:36)],data=a2)
wilcox.test(FRic[c(4:7,8:23)]~Tipo[c(4:7,8:23)],data=a2)
wilcox.test(FRic[c(4:7,24:36)]~Tipo[c(4:7,24:36)],data=a2)
wilcox.test(FRic[c(8:23,24:36)]~Tipo[c(8:23,24:36)],data=a2)
```

```
p<-c(0.1187,0.04422,0.4299,0.9238,0.08475,0.01438)
p.adjust(p,method='bonferroni')
```

```
#post hoc n2 FRic
```

```
wilcox.test(FRic[1:7]~Tipo[1:7],data=n2)
wilcox.test(FRic[c(1:3,8:23)]~Tipo[c(1:3,8:23)],data=n2)
wilcox.test(FRic[c(1:3,24:36)]~Tipo[c(1:3,24:36)],data=n2)
wilcox.test(FRic[c(4:7,8:23)]~Tipo[c(4:7,8:23)],data=n2)
```

```
wilcox.test(FRic[c(4:7,24:36)]~Tipo[c(4:7,24:36)],data=n2)
wilcox.test(FRic[c(8:23,24:36)]~Tipo[c(8:23,24:36)],data=n2)
```

```
p<-c(0.2286,0.5722,0.02994,0.2349,0.0004386,0.0008294)
p.adjust(p,method='bonferroni')
```

```
#post hoc n2 FEve
```

```
wilcox.test(FEve[1:7]~Tipo[1:7],data=n2)
wilcox.test(FEve[c(1:3,8:23)]~Tipo[c(1:3,8:23)],data=n2)
wilcox.test(FEve[c(1:3,24:36)]~Tipo[c(1:3,24:36)],data=n2)
wilcox.test(FEve[c(4:7,8:23)]~Tipo[c(4:7,8:23)],data=n2)
wilcox.test(FEve[c(4:7,24:36)]~Tipo[c(4:7,24:36)],data=n2)
wilcox.test(FEve[c(8:23,24:36)]~Tipo[c(8:23,24:36)],data=n2)
```

```
p<-c(0.2286,0.3377,0.04843,0.4201,0.002522,0.001935)
p.adjust(p,method='bonferroni')
```

```
#post hoc a2 FDiv
```

```
wilcox.test(FDiv[1:7]~Tipo[1:7],data=a2)
wilcox.test(FDiv[c(1:3,8:23)]~Tipo[c(1:3,8:23)],data=a2)
wilcox.test(FDiv[c(1:3,24:36)]~Tipo[c(1:3,24:36)],data=a2)
wilcox.test(FDiv[c(4:7,8:23)]~Tipo[c(4:7,8:23)],data=a2)
wilcox.test(FDiv[c(4:7,24:36)]~Tipo[c(4:7,24:36)],data=a2)
wilcox.test(FDiv[c(8:23,24:36)]~Tipo[c(8:23,24:36)],data=a2)
```

```
p<-c(0.1187,0.04481,0.4299,0.6683,0.07368,0.004869)
p.adjust(p,method='bonferroni')
```

```
#post hoc n2
```

```
wilcox.test(FDiv[1:7]~Tipo[1:7],data=n2)
wilcox.test(FDiv[c(1:3,8:23)]~Tipo[c(1:3,8:23)],data=n2)
wilcox.test(FDiv[c(1:3,24:36)]~Tipo[c(1:3,24:36)],data=n2)
wilcox.test(FDiv[c(4:7,8:23)]~Tipo[c(4:7,8:23)],data=n2)
wilcox.test(FDiv[c(4:7,24:36)]~Tipo[c(4:7,24:36)],data=n2)
wilcox.test(FDiv[c(8:23,24:36)]~Tipo[c(8:23,24:36)],data=n2)
```

```
p<-c(0.6286,0.3377,0.01787,0.06695,0.0003402,0.0004115)
p.adjust(p,method='bonferroni')
```

```
#post hoc f3
```

```
wilcox.test(FDiv[1:7]~Tipo[1:7],data=f3)
wilcox.test(FDiv[c(1:3,8:23)]~Tipo[c(1:3,8:23)],data=f3)
wilcox.test(FDiv[c(1:3,24:36)]~Tipo[c(1:3,24:36)],data=f3)
wilcox.test(FDiv[c(4:7,8:23)]~Tipo[c(4:7,8:23)],data=f3)
wilcox.test(FDiv[c(4:7,24:36)]~Tipo[c(4:7,24:36)],data=f3)
wilcox.test(FDiv[c(8:23,24:36)]~Tipo[c(8:23,24:36)],data=f3)
```

```
p<-c(0.8544,0.5283,0.133,0.7326,0.1102,0.006473)
p.adjust(p,method='bonferroni')
```