



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA



Dissertação de Mestrado

Influência de variáveis de paisagem sobre a riqueza e composição de assembleias de peixes em lagoas costeiras no Sul do Brasil

Taís de Fátima Ramos Guimarães

Porto Alegre, março de 2013

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Influência de variáveis de paisagem sobre a riqueza e composição de assembleias de peixes em lagoas costeiras no sul do Brasil

Taís de Fátima Ramos Guimarães

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Sandra Maria Hartz
Corientador: Prof. Dr. Fernando Gertum
Becker

Comissão Examinadora

Profa. Dra. Ana Cristina Petry - UFRJ
Prof. Dr. Alexandre Miranda Garcia - FURG
Profa. Dra. Sandra Cristina Müller - UFRGS

Porto Alegre, março de 2013

Dedico este trabalho aos meus irmãos
Alexandre, Rosane e Michele pelo carinho
e apoio em todas minhas decisões.

AGRADECIMENTOS

À Capes pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Cnpq pelo financiamento dos projetos 306816/2010-5 (Profª. Dra. Sandra Hartz) e 483873/2007-1 (Prof. Dr. Fernando G. Becker).

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRGS e ao Ceclimar pelo apoio logístico e viabilidade do projeto de mestrado.

À Ceee pela concessão da licença, especialmente ao Rafael Wigner.

Ao Prof. Heinrich Hasenack e laboratório de geoprocessamento pelas ajudas com SIG.

Ao Fernando Carvalho e ao Juliano Ferrer (laboratório de Ictiologia da UFRGS) pelas ajudas na identificação de algumas espécies.

Aos colegas Vanderlei e Vinícius pelas ajudas em análise de dados.

A todas as pessoas que me ajudaram em campo: Lucas, Renato, Gustavo, Aline, Dênis, Felipe, Bruna, Gilberto, Luiz e Rodrigo. Ao motorista Marcelo e em especial ao Senhor Osvaldo que foi um “orientador” do campo.

Aos colegas do laboratório de ecologia de paisagem: Ziza, Renato, Lucas, Bruna, Carina, Júlia, André Alonso, Federico, Lúcio, Telmo e demais colegas.

Aos colegas do laboratório de ecologia de populações e comunidades: Roney, Dedé, Fernanda Silveira, especialmente à Elise pela ajuda com os peixes da rede de espera e ao Jan por ser sempre um grande amigo.

Aos colegas do curso de campo Ecologia do Pantanal: Bárbara, Juliana e Chiba.

À melhor turma de mestrado de todos os tempos: Ana Laura, Lucas, André, Diógenes, Larissa, Isadora, Dênis, Felipe, Laura, Paulinha e Felicia, obrigada pelo carinho, pelas risadas, pelos clusters e pelas viagens.

Aos amigos Rita, Túlio, Alex, Marcelo Murilo, Evandro e Luiz Henrique, pelo apoio e risadas.

Dedico um agradecimento especial:

Aos meus orientadores, Sandra M. Hartz e Fernando G. Becker (Fritz) pelos exemplos, pelos ensinamentos, pela amizade, paciência e principalmente pela confiança.

Ao Lucas, ao André (Teló) e à Ana Laura, pela parceria nas disciplinas, pelas trocas de ideias, obrigada por me ouvirem;

À Bruna, minha irmã de coração, muito obrigada pela amizade e cumplicidade;

Agradeço a minha família (mãe, pai, irmãos, sobrinhos), especialmente aos meus irmãos Alexandre, Rosane e Michele. Obrigada pelo carinho, pelo apoio incondicional em todas minhas decisões e pela paciência em muitos momentos da dissertação.

Enfim, muito obrigada a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, seja indiretamente proporcionando momentos de descontração ou diretamente na coleta e análise de dados.

Muito obrigada!

INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS DE PAISAGEM SOBRE A RIQUEZA E COMPOSIÇÃO DE ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM LAGOAS COSTEIRAS NO SUL DO BRASIL

Resumo

Lagoas costeiras são ecossistemas dinâmicos caracterizados por uma alta biodiversidade, e podem ser vistos como manchas de habitats na paisagem. Potencialmente, as características das comunidades em lagoas podem ser explicadas por teorias ecológicas (Biogeografia de Ilhas e Ecologia de Metacomunidades), onde o grau de isolamento e a heterogeneidade do habitat em escala da paisagem são fatores importantes na determinação da comunidade. O objetivo deste trabalho foi verificar a influência destes fatores sobre diferentes descritores da comunidade (abundância, diversidade alfa e beta) de peixes em lagoas costeiras, utilizando métricas de paisagem. A área de estudo localiza-se no sistema do rio Tramandaí, RS (50,14°O; 29,98°S), possui 41 lagoas com diferentes graus de conexão e comunica-se com o mar através do estuário de Tramandaí. As variáveis de paisagem foram obtidas através de sistemas de informação geográfica (imagens Spot e Landsat-TM5) e foram divididas entre variáveis estruturais (área, forma, distância do mar, coeficiente de variação da área, conectividade primária e conectividade estuarina) e variáveis de uso e cobertura da terra (*buffer* de 50, 100, 250 e 500 m). Dados de ictiofauna foram obtidos através de amostragem padronizada com rede de espera e de arrasto em 38 lagoas. Nossos resultados mostram que diferentes descritores da comunidade respondem a diferentes variáveis de paisagem. Quando considerada a composição de assembleias que habitam diferentes porções do corpo d'água observamos que 18% da variação nas assembleias de margens rasas são explicadas pelas variáveis estruturais e de uso e cobertura; já assembleias que habitam margens mais profundas respondem apenas as variáveis estruturais, as quais explicam 7% da variação nessa assembleia. Ambas as assembleias possuem partição de variância equilibrada entre variáveis que representam o isolamento e a heterogeneidade da paisagem. No entanto, quando consideramos outros descritores da comunidade como diversidade alfa e beta, observamos que as variáveis estruturais e de uso e cobertura da terra são mais importantes para explicar a diversidade dentro do corpo d'água (alfa), não sendo significantes para predizer a diversidade entre corpos d'água (beta). Esses resultados nos sugerem que as assembleias de peixes de lagoas costeiras podem estar

estruturadas dentro de uma metacomunidade onde o efeito de massa pode ser o paradigma que melhor explica os padrões observados.

Palavras chave: efeito de massa, metacomunidades, partição de variância, sistemas de informação geográfica

ABSTRACT

Coastal lagoons are dynamics ecosystems characterized by high levels of biodiversity, and they can be envisaged as discrete patches immersed in the landscape. Community patterns observed in coastal lagoons can be explained by ecological theories, such as, Island Biogeography and Metacommunity Ecology. These theories emphasize that the degree of isolation and habitat heterogeneity, in the landscape scale, are important factors defining community patterns. Our aim was to investigate the influence of these factors on different community descriptors (species composition, alpha and beta diversity) of fish communities in coastal lagoons, using landscape metrics. Our study area is located in the Tramandaí river system, RS (50,14°O; 29,98°S). This system communicates with the ocean through the Tramandaí estuary, and it encompasses 41 lagoons with different degrees of connection. We quantified landscape variables using geographic information systems (Spot and Landsat-TM5 images). These variables were grouped in two categories; structural variables (area, shape, distance to the ocean, coefficient of variation of area, primary connectivity and estuarine connectivity) and land use/land cover variables (using buffers of 50, 100, 250 and 500 m). Ichthyofauna data were obtained through standardized sampling, using gillnets and trawls in 38 lagoons. Our results show that different community descriptors respond to different landscape variables. Altogether, structural and land use/land cover variables explain 18% of the variation of fish composition (abundance) of shallow margins; while structural variables explain 7% of the total variation of fish composition inhabiting deeper banks. Both assemblages exhibit a balanced partition of variation among variables representing landscape isolation and heterogeneity. However, when considering other community descriptors, such as, alpha and beta diversity, we observed that landscape variables are more important in explaining the diversity within each lagoon (alpha), but they are not significant in predicting diversity between lagoons (beta). These results suggest that fish assemblages of coastal lagoons can be structured within a metacommunity, and that the mass effect may be the paradigm that better explains the observed patterns.

Keywords: mass effect, metacommunities, variance partitioning, geographic information systems

SUMÁRIO

Resumo	V
Abstrat	VII
Lista de Figuras	X
Lista de Tabelas	XII
1) INTRODUÇÃO GERAL	1
Referências.....	5
2) CAPÍTULOS.....	9
Artigo 1 Influência da estrutura da paisagem sobre assembleias de peixes em lagoas costeiras: uma abordagem de metacomunidades.....	9
Introdução	9
Métodos.....	13
Área de estudos	13
Dados de ictiofauna.....	16
Métricas de paisagem.....	17
Análise de dados	23
Resultados	26
Discussão	45
Referências.....	52
Artigo 2 Influência de variáveis de paisagem sobre a riqueza e diversidade de espécies de peixes em lagoas costeiras no Sul do Brasil	59
Introdução	59
Métodos.....	62
Área de estudos	62
Dados de ictiofauna.....	64
Métricas de paisagem.....	64
Análise de dados	65
Resultados	68
Discussão	78
Referências.....	81
3) CONSIDERAÇÕES FINAIS	85
Referências.....	87

4) ANEXOS	89
------------------------	-----------

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1

- Figura 1** Localização do sistema lagunar da bacia do rio Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil.15
- Figura 2** Modelo esquemático de obtenção da variável de coeficiente de variação da área (CVA) através de sensoriamento remoto aplicando-se o índice MNDWI. Foram utilizadas 22 imagens landsat 5 – TM obtidas entre os anos de 1985 e 2009.22
- Figura 3** Diagrama de Venn mostrando o número de espécies capturadas com rede de arrasto (A) e rede de espera (B) nas lagoas do Sistema Hidrográfico do rio Tramandaí.26
- Figura 4** CPUE máxima, mínima e desvio padrão das 15 espécies de peixes mais abundantes capturadas com rede de arrasto em 34 lagoas do Sistema Hidrográfico do rio Tramandaí. Acrônimos são apresentados na Tabela 2.28
- Figura 5** CPUE máxima, mínima e desvio padrão das 15 espécies de peixes mais abundantes capturadas com rede de espera em 36 lagoas do Sistema Hidrográfico do rio Tramandaí. Acrônimos são apresentados na Tabela 2.28
- Figura 6** Frequência de distribuição dos valores observados de cada variável para as 41 lagoas do Sistema Hidrográfico do rio Tramandaí. (a) Área, (b) Forma, (c) Distância do mar, (d) Coeficiente de variação da área, (e) Conectividade Primária, (f) Conectividade estuarina, (g) Coordenada geográfica Longitude-UTM, (h) Coordenada geográfica Latitude-UTM. Barras representam a frequência observada, linha representa a porcentagem (escala à direita).33
- Figura 7** Análise de Redundância (RDA) realizada entre as assembleias de peixes capturadas com rede de arrasto e as variáveis D_MAR (distância do mar), CP (conectividade primária), CE (conectividade estuarina), FLORESTA (% de floresta - buffer 250m) e CONEX (% de conexões - buffer 250m). Eixo 1 explica 51% e eixo 2 explica 29% da variação nos dados A identificação das lagoas (números) está na Fig.1 e a identificação das espécies (siglas em vermelho) estão na Tabela 2. a) Tri-plot da RDA. b) Menor escala de observação das correlações dos eixos com as espécies.38
- Figura 8** Análise de Redundância (RDA) realizada entre as assembleias de peixes capturadas com rede de espera e as variáveis Área e Y (Coordenada UTM). Eixo 1 explica 60% e eixo 2 explica 40% da variação nos dados. A identificação das lagoas (números) está na Fig.1 e a identificação das espécies (siglas em vermelho) estão na Tabela 3. a) Tri-plot da RDA. b) Menor escala de observação das correlações dos eixos com as espécies.40
- Figura 9** Diagrama de Venn mostrando a fração de explicação exclusiva e compartilhada das variáveis estruturais e de uso e cobertura na explicação da variação na composição da assembleia de peixes de rede de arrasto.42

Figura 10 Diagrama de Venn mostrando a fração de explicação exclusiva e compartilhada das variáveis ambientais e espaciais na explicação da variação na composição da assembleia de peixes rede de arrasto (a) e rede de espera (b).43

ARTIGO 2

Figura 1 Localização do sistema lagunar da bacia do rio Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil. Lagoas consideradas neste estudo são apresentadas na cor cinza escura.62

Figura 2 Valores médios para a presença das espécies de peixes nas 32 lagoas amostradas. Linhas contínuas indicam médias dos limites superiores e inferiores gerados por 1000 iterações “bootstrap”; linha pontilhada indica a média observada.68

Figura 3 Valores mínimos, máximos, médios e desvios padrões para os descritores da comunidade estudados. a) diversidade alfa, b) diversidade beta dentro da lagoa.72

Figura 4 Diversidade beta obtida para cada metodologia de coleta utilizada. 1: Rede de arrasto, 2: rede de espera. a) Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da similaridade de Jaccard mostrando a dispersão multivariada da composição de espécies de acordo com a metodologia empregada. b) Boxplot da dispersão multivariada.73

Figura 5 Dendograma de similaridade com três grupos nítidos ($P(G^{\circ} \leq G^*) < 0,1$), onde é ilustrado os agrupamentos entre as lagoas. As identificações das lagoas estão na Figura 1.74

Figura 6 Análise de componentes principais (PCA) identificando os três grupos de lagoas em função de métricas da paisagem. Componente 1 explica 46% da variação nos dados e o componente 2 explica 17%.75

Figura 7 Boxplot da dispersão multivariada dos grupos de lagoas formados de acordo análise de agrupamento.76

Figura 8 Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da similaridade de Jaccard mostrando a dispersão multivariada dos grupos de lagoas. Círculos representam lagoas do grupo A, triângulos representam lagoas do grupo B e a cruz representa as lagoas do grupo C.76

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1

Tabela 1 Variáveis de paisagem agrupadas de acordo com o tipo de explicação a elas associado: variáveis ambientais e variáveis espaciais (possibilidade de dispersão).**25**

Tabela 2 Lista das espécies de peixes capturadas com rede de arrasto e rede de espera no Sistema Hidrográfico do rio Tramandaí. São apresentados número de indivíduos (CPUE), frequência de ocorrência (Fr%) e acrônimos das espécies utilizados nas análises multivariadas.**29**

Tabela 3 Valores descritivos das variáveis estruturais para as lagoas do Sistema Hidrográfico do rio Tramandaí. D_mar: distância do mar; CVA: coeficiente de variação da área; CP: conectividade primária; CE: conectividade estuarina; X e Y (Coordenadas Geográficas UTM).**32**

Tabela 4 Porcentagem média de cada classe de uso e cobertura nos quatro tamanhos de buffer no entorno das lagoas do sistema hidrográfico do rio Tramandaí.**34**

Tabela 5 Correlações de Pearson entre as variáveis estruturais e de uso e cobertura. D_MAR: Distância do mar; CVA: coeficiente de variação da área; CP: conectividade primária; CE: conectividade estuarina; X e Y (Coordenadas Geográficas UTM). (* Indica correlação significativa $P < 0,05$).**35**

Tabela 6 Teste de Mantel entre a composição de assembleias de peixes capturadas com rede de arrasto e rede de espera e diferentes escalas de uso e cobertura da terra no entorno das lagoas (Buffer de 50, 100, 250 e 500m).**36**

Tabela 7 Resultados da análise de redundância (RDA) e RDA parcial para a composição de peixes de margens rasas e as métricas de paisagem. X representa as variáveis estruturais e W as variáveis de uso e cobertura. [a] fração de explicação exclusiva das variáveis estruturais, [b] fração de explicação compartilhada entre as variáveis estruturais e de uso e cobertura, [c] fração de explicação exclusiva das variáveis de uso e cobertura, [d] resíduos.**36**

Tabela 8 Resultados da RDA parcial para a composição de peixes capturados com rede de arrasto e as variáveis de paisagem. X representa as variáveis ambientais e W as variáveis espaciais. [a] fração de explicação exclusiva das variáveis ambientais, [b] fração de explicação compartilhada entre as variáveis, [c] fração de explicação exclusiva das variáveis espaciais, [d] resíduos.**44**

Tabela 9 Resultados da RDA parcial para a composição de peixes capturados com rede de espera e as variáveis de paisagem. X representa as variáveis ambientais e W as variáveis espaciais. [a] fração de explicação exclusiva das variáveis ambientais, [b] fração de explicação compartilhada entre as variáveis, [c] fração de explicação exclusiva das variáveis espaciais, [d] resíduos.**44**

ARTIGO 2

Tabela 1 Descrição das variáveis de paisagem obtidas através de geoprocessamento..	65
Tabela 2 Correlação de Pearson entre as variáveis de paisagem. D_mar: distância do mar, CVA: coeficiente de variação da área, CP: conectividade primária, CE: conectividade estuarina...	66
Tabela 3 Frequência de ocorrência das espécies de peixes encontradas em 32 lagoas do Sistema Hidrográfico do rio Tramandaí.	69
Tabela 4 Scores das variáveis no primeiro e segundo componente da PCA.....	75
Tabela 5 Akaike Information Criteria (AIC) dos modelos de regressão linear múltipla para a diversidade alfa, diversidade beta dentro e diversidade beta entre lagoas. Valores de R ² e P são mostrados apenas para os melhores modelos. DM: distância do mar, CVA: coeficiente de variação da área, CP: conectividade primária, CE: conectividade estuarina.....	77

ANEXOS

Anexo 1 Período e cotas pluviométricas e fluviométricas das imagens landsat consideradas na análise de coeficiente de variação da área das lagoas costeiras do Sistema Hidrográfico do rio Tramandaí.	89
Anexo 2 Resultados das variáveis estruturais de paisagem obtidas por sistema de informação geográfica.	90

INTRODUÇÃO GERAL

A coexistência das espécies é o resultado de vários fatores bióticos (interações entre espécies) e abióticos (qualidade do hábitat, heterogeneidade, isolamento) atuando simultaneamente (Jackson et al., 2001) e a escala espacial em que eles ocorrem pode variar com a escala de observação (Leibold et al., 2004). Entender como estes fatores atuam na distribuição das comunidades é o objetivo de muitos estudos em ecologia. Tradicionalmente, muita ênfase é dada na heterogeneidade e qualidade do hábitat para explicar a distribuição e abundância de espécies (Tonn & Magnuson, 1982). Nesta perspectiva, há uma correlação entre área e número de diferentes hábitats, quanto maior a área, maior o número de hábitats e mais espécies estão presentes (Drakou et al., 2009). Mais recentemente tem se destacado a importância de se considerar padrões espaciais, onde o isolamento passou a ser visto como um fator importante (Magnuson et al., 1998; Olden et al., 2001). Com este entendimento, pode ser apropriado utilizar o conceito de metacomunidades, que reconhece que algumas comunidades são influenciadas por processos históricos, biogeográficos, assim como por fatores locais e eventos de migração e extinção (Leibold et al., 2004). Assim, a escala de observação deixa de ser apenas local, em nível de mancha, e passa a ser em nível de paisagem, onde as taxas de fluxo entre as manchas de hábitats podem também influenciar as comunidades de cada mancha.

Em comunidades terrestres, muitos trabalhos têm investigado a relativa importância da heterogeneidade e da conectividade, em escala de paisagem, na estruturação da composição de espécies (Paquet et al., 2006; McLaren et al., 2011; Aben et al., 2012). Em comunidades aquáticas o principal enfoque é dado para os fatores locais, como qualidade e heterogeneidade do hábitat (Pérez-Ruzafa et al., 2007, Miyazono et al., 2010; Kruk et al., 2009). Fatores espaciais geralmente são utilizados para explicar o que os fatores “locais” não explicam e para inferir sobre a capacidade de dispersão dos organismos. Beisner et al. (2006) argumentam que a habilidade de um grupo particular de organismos em se dispersar pode determinar o quão importante este processo (a dispersão) é para a dinâmica local da comunidade e para a estrutura da comunidade observada. Por exemplo, para bactérias e fitoplâncton fatores locais como carbono orgânico dissolvido e nitrogênio total, são mais importantes para a estrutura da comunidade do que fatores espaciais. Para zooplâncton e moluscos, fatores locais (como

área do corpo d'água, pH da água) e regionais (por exemplo, conectividade e distância entre corpos d'água) são importantes para a composição de espécies em pequenos lagos conectados (Brönmark, 1985; Cottenie et al., 2003; Heino & Muotka, 2006; Doi et al., 2010). Em comunidades de peixes, muitos estudos dão ênfase às condições ambientais, sendo a conectividade considerada como uma variável binária (conexão presente ou ausente), ou quantificam o isolamento como uma medida de distância linear entre um corpo d'água e outro (Miyazono et al., 2010; Beisner et al., 2006; Fernandes et al., 2009; Scheffer & Geest, 2006), ignorando o efeito da matriz na paisagem. A heterogeneidade da matriz, o tipo de uso e cobertura da terra do entorno do corpo d'água poucas vezes foram considerados (Mehner et al., 2005). Estudos que consideram a influência da paisagem sobre a composição de espécies de peixes foram, geralmente, conduzidos em lagos temperados (Olden et al., 2001; Hershey et al., 2006; Pérez-Ruzafa et al., 2007; Drakou et al., 2009; Sharma et al., 2011), na região subtropical estes trabalhos são escassos (Kruk et al., 2009; Hohausová et al., 2010).

Quando tratamos de ambientes aquáticos é importante ressaltar que corpos d'água, como lagoas, são manchas naturais de habitats (Brönmark, 1985) onde o movimento dos organismos vai depender da existência de corredores de habitats aquáticos (Olden et al., 2001), pois a matriz da paisagem é terrestre e, portanto, uma barreira intransponível para muitos organismos aquáticos (Beisner et al., 2006). O tipo de conexão seja um rio, ou um canal, também deve ser considerado, pois cada tipo funciona como filtro distinto à dispersão de peixes, além do que, espécies individuais diferem em sua probabilidade de colonização devido as suas diferentes habilidades de dispersão e diferentes estratégias de vida (Olden et al., 2001; Beisner et al., 2006; Miyazono et al., 2010).

Sistemas de lagoas costeiras são dinâmicos e heterogêneos, onde os corpos d'água possuem diferentes graus de conexão estrutural (física) entre si e com o mar. O grau de salinidade nas lagoas vai depender das ingressões de água salina aliadas a períodos de estiagem no continente (Tomazelli & Villwock, 1991) e da própria conectividade. As lagoas costeiras são ambientes altamente biodiversos, que promovem importantes serviços ecossistêmicos como proteção da linha da costa, habitat e fonte alimentar para espécies migratórias e residentes, assim como fonte de água doce, recursos pesqueiros e áreas de recreação para população humana (Levin et al., 2001). Como resultado, esses ambientes são sensíveis aos impactos humanos e a intensificação

de seu uso. Compreender como características em escala de paisagem influenciam a riqueza e composição de comunidades de peixes das lagoas é importante a fim de minimizar o impacto causado pelo uso antrópico da matriz ou pela alteração da conectividade entre as lagoas.

O sistema hidrográfico do rio Tramandaí, localizado no litoral norte do Rio Grande do Sul, apresenta um complexo de 41 lagoas com diferentes graus de isolamento, comunicando-se com o mar através do estuário de Tramandaí. Esta região apresenta uma alta taxa de crescimento populacional. Em 2000 sua taxa de crescimento médio anual (2,83%) foi a maior do Rio Grande do Sul, ficando acima inclusive da região metropolitana de Porto Alegre (1,69%) (Strohaecker et al. 2006). Com o aumento da população, principalmente nos meses de verão, a busca por recursos naturais aumenta. Atualmente, as lagoas são utilizadas para abastecimento público e de indústrias, para irrigação de arroz, criação animal, pesca, lazer e turismo. Estes usos são importantes para as atividades socioeconômicas da região, mas comprometem a qualidade dos recursos hídricos causando prejuízos sociais e ambientais (Dobrovolski & Laydner, 2000). As lagoas do sistema do rio Tramandaí têm sido alvo de muitas pesquisas científicas (Schwarzbold & Schäfer, 1984; Würdig, 1987; Malabarba & Isaia, 1992; Hartz et al, 1994; Fialho et al. 1998; Becker *et al.*, 2003; Schifino *et al.* 2004), mas nenhuma caracteriza os corpos d'água em função de sua paisagem. Muitos destes trabalhos enfatizam aspectos limnológicos ou ecológicos de algumas espécies de peixes e se concentram sobre poucas lagoas, enquanto para muitas a informação sobre sua composição íctica é reduzida.

Dessa forma, identificar os elementos ou características da paisagem que influenciam na riqueza e composição das comunidades de peixes em lagoas costeiras torna-se importante tanto sob a perspectiva teórica como sob a perspectiva de conservação. Neste trabalho investigamos as seguintes questões: Qual a influência da paisagem sobre a composição de diferentes assembleias de peixes em lagoas costeiras? Quais variáveis da paisagem estão mais relacionadas com a diversidade alfa e diversidade beta? O que os resultados permitem inferir sobre relação entre as assembleias de peixes e os modelos teóricos de metacomunidades? Assim, nosso trabalho contribui para o entendimento de como alterações na paisagem podem influenciar, por exemplo, nos processos de dispersão de espécies de peixes, afetando a estrutura e dinâmica de assembleias locais. A partir deste conhecimento, estratégias de

conservação podem ser obtidas, priorizando a conservação das unidades da paisagem que sejam importantes para a biodiversidade do sistema hidrográfico.

REFERÊNCIAS

- Aben, J., F. Adriaensen, K. W. Thijs, P. Pellikka, M. Siljander, L. Lens & E. Matthysen, 2012. Effects of matrix composition and configuration on forest bird movements in a fragmented Afrotropical biodiversity hotspot. *Animal Conservation* 15: 658–668.
- Becker F.G., W. Bruschi Jr. & A. Peret, 2003. Age and Growth of Three *Odonthestes* Species from southern Brazil (Atherinopsidae), with Reference to Phylogenetic Constraints in their life-history. *Brazilian Journal of Biology* 63 (4): 567-578.
- Beisner B.E., P.R. Peres-Neto, E.S. Lindström, A. Barnett & A.L. Longhi, 2006. The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. *Ecology* 87(12): 2985–2991.
- Brönmark C., 1985. Freshwater snail diversity: effects of pond area, habitat heterogeneity and isolation. *Oecologia* 67: 127-131.
- Cottenie K., E. Michels, N. Nuytten & L. Meester, 2003. Zooplankton metacommunity structure: regional vs. local processes in highly interconnected ponds. *Ecology* 84(4): 991–1000.
- Doi H., K. Chang & S. Nakano, 2010. Dispersal, connectivity, and local conditions determine zooplankton community composition in artificially connected ponds. *Aquatic Biology* 10: 47–55.
- Drakou, E.G., D. C. Bodori, A. S. Kallimanis, A. D. Mazaris, S. P. Sgardelis & J. D. Pantis, 2009. Freshwater fish community structured more by dispersal limitation than by environmental heterogeneity. *Ecology Freshwater Fish* 18: 369-379.
- Dobrovolski, R.L. & C.P. Laydner, 2000. Diretrizes ambientais para o desenvolvimento dos Municípios do Litoral Norte. *Cadernos de Planejamento e Gestão* (1). SEMA, Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Fernandes R., L.C. Gomes, F.M. Pelicice & A.A. Agostinho, 2009. Temporal organization of fish assemblages in floodplain lagoons: the role of hydrological connectivity. *Environ Biol Fish* 85: 99–108.

- Fialho C.B., L.C. Schifino & J.R. Verani, 1998. Biologia reprodutiva de *Oligosarcus jenynsii* (Gunther) (Characiformes, Characidae) da Lagoa das Custódias, Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba 15 (3): 775-782.
- Hartz S.M., A.G. Martins & A. Peret, 1994. Fecundidade de *Cyphocharax voga* (Hensel, 1869) da lagoa Emboaba, Rio Grande do Sul, Brasil (Characiformes, Curimatidae). *Iheringia*, ser. zool. 76: 161-165.
- Heino J. & T. Muotka, 2006. Landscape position, local environmental factors, and the structure of molluscan assemblages of lakes. *Landscape Ecology* 21: 499–507.
- Hershey A.E., S. Beaty, K. Fortino, M. Keyse, P.P. Mou, W.J. O'Brien, A.J. Ulseth, G.A. Gettel, P.W. Leenesch, C. Luecke, M.E. McDonald, C.H. Mayer, M.C. Miller, C. Richards, J.A. Schuldt & S.C. Whalen, 2006. Effect of landscape factors on fish distribution in arctic Alaskan lakes. *Freshwater Biology* 51: 39–55.
- Hohausová E., R.J. Lavoy & M.S. Allen, 2010. Fish dispersal in a seasonal wetland: influence of anthropogenic structures. *Marine and Freshwater Research* 61: 682–694.
- Jackson, D. A., P. R. Peres-Neto & J. D. Olden, 2001. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 157-170.
- Kruk, C., L. Rodriguez-Gallego, M. Meerhoff, F. Quitans, G. Lacerot, N. Mazzeo, F. Scasso, J. C. Paggi, E. T. H. M. Peeters & S. Marten, 2009. Determinants of biodiversity in subtropical shallow lakes (Atlantic coast, Uruguay). *Freshwater Biology* 54: 2628–2641.
- Leibold M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Holt, J. B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau & A. Gonzalez, 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7: 601–613.
- Levin, L.A., D.F. Boesch, A. Covich, C. Dahm, C. Erseus, K.C. Ewel, R.T. Kneib, A. Moldenke, M.A. Palmer, P. Snelgrove, D. Strayer & J.M. Weslawski, 2001. The

- function of marine critical transition zones and the importance of sediment biodiversity. *Ecosystems* 4: 430–451.
- McLaren, A., L. Fahrig & N. Waltho, 2011. Movement of small mammals across divided highways with vegetated medians. *Canadian Journal of Zoology* 89: 1214-1222.
- Magnuson, J. J., W. M. Tonn, A. Banerjee, J. Toivonen, O. Sanchez & M. Rask, 1998. Isolation vs extinction in the assembly of fishes in small northern lakes. *Ecology* 79(8): 2941-2956.
- Malabarba, L.R. & Isaia, E.A., 1992. The freshwater fish fauna of the rio Tramandaí drainage, Rio Grande do Sul, Brazil, with a discussion of its historical origin. *Comum. Mus. Ci. PUCRS, Ser.Zool.*, Porto Alegre, 5(12): 197-223.
- Mehner T., M. Diekmann, U. Brämick & R. Lemcke, 2005. Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. *Freshwater Biology* 50: 70–85.
- Miyazono S., J. N. Aycock, L. E. Miranda & T. E. Tietjen, 2010. Assemblage patterns of fish functional groups relative to hábitat connectivity and conditions in floodplain lakes. *Ecology of Freshwater Fish* 19: 578-585.
- Olden, J. D., D. A. Jackson & P. R. Peres-Neto, 2001. Spatial isolation and fish communities in drainage lakes. *Oecology* 127: 572-585.
- Paquet, P.C., S.M. Alexander, P.L. Swan & C.T. Darimont, 2006. Influence of natural landscape fragmentation and resource availability on distribution and connectivity of gray wolves (*Canis lupus*) in the archipelago of coastal British Columbia, Canada. In: K. Crooks & M. Sanjayan (eds). *Connectivity Conservation*. *Conservation Biology* 14. Cambridge University Press. 130-156.
- Pérez-Ruzafa, A. & M. C. Mompeán, 2007. Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. *Hydrobiologia* 577: 107-125.
- Scheffer, M. & G. J. Geest, 2006. Small hábitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112: 227–231.

- Schifino, L.C., C.B. Fialho & J.R. Verani, 2004. Fish community composition, seasonality and abundance in Fortaleza lagoon, Cidreira. *Braz. Arch. Biol. Technol.* 47 (5): 755-763.
- Schwarzbald, A., & A. Schäfer, 1984. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. *Amazoniana* 9: 87-104.
- Sharma, S., P. Legendre, M. De Cáceres & D. Boisclair, 2011. The role of environmental and spatial processes in structuring native and non-native fish communities across thousands of lakes. *Ecography* 34: 762-771.
- Strohaecker, T.M., N.S.V.M. Fujimoto, A.H. Ferreira & A.V. Kunst, 2006. Land use and occupation characterization of northern coast municipalities, Rio Grande do Sul, Brazil. *Desenvolvimento e Meio Ambiente* 13: 75-98.
- Tomazelli, L.J. & J.A. Willwock, 1991. Geologia do sistema lagunar holocênico do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas* 18 (1): 13-24.
- Tonn, W.M. & J.J. Magnuson, 1982. Patterns in the Species Composition and Richness of Fish Assemblages in Northern Wisconsin Lakes. *Ecology* 63 (4): 1149-1166.
- Würdig, N. L., 1987. Alguns aspectos físicos e químicos do sistema lagunar de Tramandaí, RS. *Pesquisas* 20: 49-74.

ARTIGO 1

INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM LAGOAS COSTEIRAS: UMA ABORDAGEM DE METACOMUNIDADES¹

Introdução

A ecologia de paisagem procura entender como a estrutura da paisagem (o arranjo e a composição de suas unidades) afeta a abundância e distribuição dos organismos (Fahrig, 2005), onde as causas e consequências de alterações na configuração espacial de suas unidades são refletidas na diversidade de espécies (Turner, Gardner & O'Neill, 2001). Tradicionalmente a estrutura de uma dada comunidade local é descrita como sendo influenciada pelo ambiente local, pela sua produtividade, variáveis físico-químicas e diversidade de habitats, e também por interações bióticas como competição e predação (Tonn & Magnuson, 1982; Jackson, Peres-Neto & Olden, 2001). No entanto, recentes estudos tem destacado a importância de processos ou fatores espaciais sobre os padrões observados em comunidades (Magnuson *et al.*, 1998; Olden, Jackson & Peres-Neto, 2001; Beisner *et al.*, 2006). As comunidades não são fechadas, a presença e a abundância relativa de uma espécie em particular podem ser dependentes das interações com populações que ocorrem em outro lugar (Ricklefs, 2008). Desse modo, diferenças na composição de espécies entre as localidades, no “turnover” espacial (diversidade beta), podem refletir processos determinísticos como adaptações das espécies às condições ambientais locais ou pode ser resultado da limitação da dispersão (Condit *et al.*, 2002). Este entendimento de que processos em diferentes escalas, e a interação entre eles, são importantes por afetar a composição e diversidade local incorpora a teoria de metacomunidades (Logue *et al.*, 2011).

A teoria de metacomunidades procura explicar a interdependência de interações locais e processos regionais ligados pela dispersão (Leibold *et al.*, 2004). Dentro da perspectiva de metacomunidades, a importância de interações bióticas (como, competição e predação) e da dispersão varia em diferentes comunidades em função de elas serem compostas por diferentes espécies com diferentes aptidões para o ambiente e para se dispersarem, e os *trade-offs* entre estas duas forças podem ajudar a explicar

diferenças fundamentais na estrutura das comunidades e os processos que as formam (Falke & Fausch, 2010). Na teoria de metacomunidades a coexistência das espécies pode ser explicada por meio de quatro paradigmas: dinâmica de manchas, seleção de espécies, efeito de massa e modelo neutro (Leibold *et al.*, 2004). A perspectiva da dinâmica de mancha assume que as localidades são idênticas e que a coexistência das espécies é mantida por um *trade-off* entre habilidade competitiva e dispersão. Na abordagem de seleção de espécies, a heterogeneidade ambiental entre e dentro das localidades é forte o suficiente para promover a segregação espacial de nicho entre espécies, fazendo com que as condições ambientais atuem como um filtro sobre o *pool* regional de espécies. O efeito de massa considera que as manchas de hábitat são ambientalmente heterogêneas e suficientemente conectadas pela dispersão, podendo estabelecer relações de *source-sink* entre populações de diferentes manchas. Esta perspectiva enfatiza o papel da dinâmica espacial afetando densidades de populações locais (Leibold *et al.*, 2004). O modelo neutro assume que todas as espécies são equivalentes em suas habilidades competitivas e capacidade de dispersão (Hubbell, 2005).

Recentes trabalhos com metacomunidades têm destacado que os paradigmas de metacomunidades não são mutuamente exclusivos, e que as comunidades são, de fato, organizadas por uma combinação de processos, incluindo os neutros (Logue *et al.*, 2011; Erös *et al.*, 2012; Winegardner *et al.*, 2012), e enfatizam a importância de se considerar os processos espaciais e locais (Logue *et al.*, 2011). Uma das abordagens de análise quantitativa mais utilizada para entender a influência dos fatores espaciais e condições ambientais locais sobre a organização da metacomunidade é a partição da variância (Cottenie *et al.*, 2003; Shurin, Cottenie & Hillebrand, 2009; Falke & Fausch, 2010; Logue *et al.*, 2011; Erös *et al.*, 2012). Na partição da variância, a contribuição relativa de cada fração de explicação é utilizada para inferir sobre os processos que determinam a composição da metacomunidade. Estes trabalhos, no entanto, limitam-se a entender como a configuração espacial, as distâncias entre os ambientes estudados (lagos ou trechos de riachos), e as condições locais (variáveis limnológicas) influenciam na organização da metacomunidade. As influências da paisagem, ou seja, dos tipos de uso e cobertura da terra no entorno de lagoas são pouco exploradas (Mikulyuk *et al.*, 2011) e ainda inexistentes para assembleias de peixes em lagoas. Erös *et al.* (2012) argumentam que um dos desafios futuros para a dinâmica de metacomunidades é a

investigação da influência de paisagens terrestres circundantes aos sistemas de água doce.

Com os crescentes aumentos nos níveis de urbanização, é cada vez mais importante considerar os efeitos das alterações da paisagem e suas consequências sobre os sistemas naturais. Ecossistemas aquáticos são particularmente sensíveis aos efeitos da urbanização, pois eles recebem e transportam água e material de toda bacia hidrográfica (Kearns *et al.*, 2005). A construção de canais e valos para a irrigação de lavouras, por exemplo, podem aumentar a dispersão de peixes em áreas que naturalmente são isoladas. Peixes podem responder rapidamente às oportunidades de dispersão induzidas por essas alterações hidrológicas (Hohausová, Lavoy & Allen, 2010) e os efeitos dessa dispersão podem ser negativos quando favorecem o movimento de espécies exóticas (Sharma *et al.*, 2011, Erös *et al.*, 2012). A habilidade de dispersão varia entre espécies e tamanhos de peixes. Geralmente, indivíduos e espécies com corpos maiores apresentam maior sucesso na dispersão em longas distâncias do que os de tamanhos menores, peixes pequenos ocupam áreas mais rasas para forrageio e para refúgio de predadores (Hohausová *et al.*, 2010). Assim, assembleias que ocupam diferentes áreas em um corpo d'água podem ser estruturadas por diferentes fatores que determinarão a composição das metacomunidades, onde estratégias para conservação da biodiversidade do sistema hidrográfico deverão considerar essas diferenças (Mouillot, 2007).

Em geral, métricas de paisagem representam a heterogeneidade espacial de uma dada paisagem e diferentes padrões são observados em diferentes escalas (Kearns *et al.*, 2005). Existem muitas métricas sendo desenvolvidas na literatura e elas podem ser discriminadas entre variáveis de uso e cobertura da terra que avaliam quais classes de cobertura estão presentes e sua relativa quantidade ou proporção, e variáveis que quantificam a configuração de uma dada unidade de paisagem, como área, perímetro e conectividade (Turner *et al.*, 2001), denominadas neste estudo como variáveis estruturais. Em sistemas aquáticos, variáveis de uso e cobertura da terra podem estar correlacionadas com a qualidade da água, sendo complementares às variáveis estruturais (Nielsen *et al.*, 2012). Além de representarem a heterogeneidade espacial de uma dada paisagem, muitas métricas podem ser relacionadas com uma abordagem de heterogeneidade de habitat, onde existe uma correlação entre área e número de diferentes habitats (Kallimanis *et al.*, 2008), assim como uma mancha que possui um

grande coeficiente de variação da área e manchas irregulares que possuiriam maior área de borda aumentando o número de habitats nas margens (Farina, 1998) favorecendo espécies que vivem nestes ambientes.

Neste estudo nós analisamos a importância de variáveis de uso e cobertura e variáveis estruturais sobre a variação na composição de assembleias de peixes em lagoas costeiras. Primeiramente, avaliamos qual escala de mensuração o uso e cobertura da terra no entorno das lagoas melhor explica a composição das assembleias. Posteriormente, investigamos se variáveis de uso e cobertura e variáveis estruturais possuem explicações independentes sobre as assembleias. Por fim, as variáveis foram agrupadas entre aquelas que podem ser associadas com partição de recursos e aquelas associadas com a capacidade de dispersão, para inferimos em qual perspectiva de metacomunidade as assembleias podem ser inseridas de acordo com a importância destas variáveis. Nós hipotetizamos que as variáveis estruturais possuam maior contribuição na variação da composição das assembleias de peixes possuindo uma fração de explicação maior que as variáveis de uso e cobertura (Kearns et al., 2005). Esperamos que a dinâmica das assembleias de peixes seja consistente com o modelo de seleção de espécies e/ou efeito de massa, pois existe um gradiente de conectividade entre as lagoas que pode possibilitar a dispersão de peixes (Guimarães, 2009). No entanto, não esperamos que a dinâmica de mancha e o modelo neutro sejam descritos para este sistema, pois os corpos d'água possuem ambientes heterogêneos entre si caracterizados por gradiente de salinidade com a proximidade do estuário (Würdig, 1987), entre outras características.

Métodos

Área de Estudo

A área de estudo localiza-se no litoral norte do Rio Grande do Sul e abrange uma área de 2700 km². Está inserida no sistema do rio Tramandaí (entre as coordenadas geográficas de 29°37' a 30°30' de latitude Sul e 49°74' a 50°24' de longitude Oeste), possui 41 lagoas com diferentes graus de interconexão e comunica-se com o mar unicamente através do estuário de Tramandaí (Fig. 1).

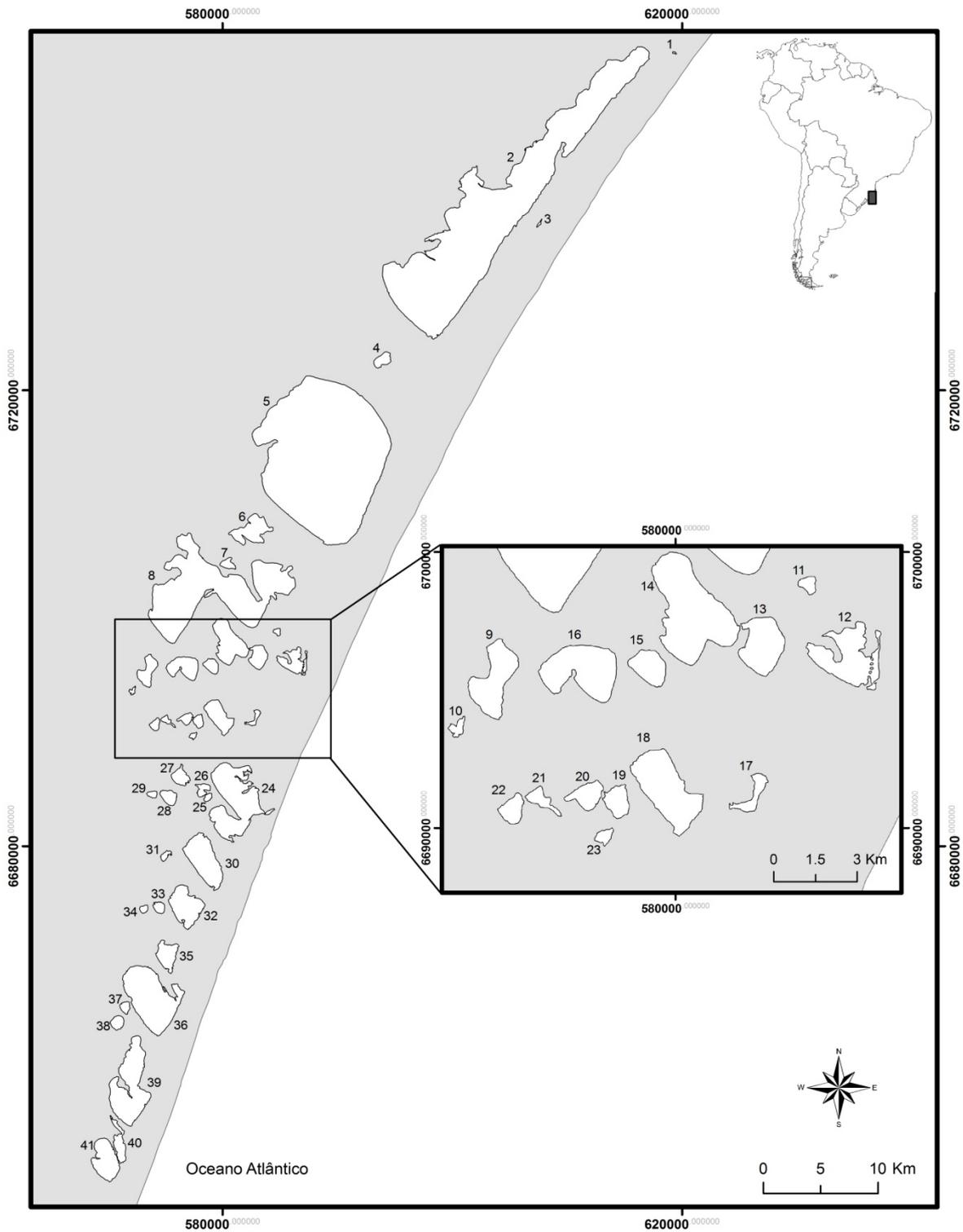
Existem diferenças conceituais entre os termos lago, lagoa e laguna e, segundo Tomazelli & Willwock (1991) os corpos d'água do sistema Hidrográfico do rio Tramandaí podem ser divididos de acordo com essas classes. Entretanto, neste trabalho nós utilizamos a nomenclatura “lagoa” para se referir, genericamente, a todos os corpos d'água litorâneos, independente de suas dimensões ou de seu grau de afastamento ou conexão com o mar.

A planície costeira do litoral norte do Rio Grande do Sul possui idade geológica recente. Sua formação iniciou no Holoceno com a deposição de sedimentos oriundos das transgressões e regressões marinhas que originaram barreiras, isolando porções de água (Schwarzbold & Schäfer, 1984). O litoral norte apresenta dois tipos de barreiras que coexistiram temporalmente e a transição entre elas se dá na região de Tramandaí, onde na face Norte ocorre a barreira regressiva (5-6 mil anos atrás, ka, que aparentemente perdura até hoje) e na face Sul, ocorreram as barreiras transgressivas, formadas pela migração de barreiras pré-existentes por volta de 5,7 ka (Dillenburg *et al.*, 2005). Estes processos de erosão e de deposição juntamente com a ação eólica isolaram e moldaram corpos d'água que formam as lagoas e lagunas costeiras (Schäfer, 1985). Dessa forma, lagoas mais interiores são corpos d'água mais antigos onde a condição de água doce se estabeleceu há mais tempo.

Shwarzbold & Schäfer (1984) dividem o sistema do rio Tramandaí em dois subsistemas. O subsistema ao norte da lagoa Tramandaí, drena as águas das escarpas da Serra Geral, o volume de água que escoar impede que os efeitos da maré sejam sentidos, através do refluxo de água que atinge pequenos trechos do delta do Rio Tramandaí não atingindo nenhuma lagoa a montante. Já, o subsistema ao sul de Tramandaí sofre os efeitos das marés tendo algumas lagoas com características estuarinas, apresentando o

trecho a montante sem influência salina durante alguns meses do ano e com influência nos demais (Shwarzbold & Schäfer, 1984). Com base na classificação descrita pela resolução CONAMA 20/86, nenhuma lagoa do sistema Tramandaí pode ser classificada como salina (salinidade $> 30,0\text{‰}$), sendo que águas salobras (salinidade entre 0,5 e 30,0‰) são encontradas apenas nas lagoas Tramandaí, Custódias e Gentil (Würdig, 1987).

Para o sistema do rio Tramandaí estima-se a presença de 121 espécies de peixes (Reis *et al.*, 2003), destas, aproximadamente 40 são relacionadas a ambientes de influência estuarina (Fialho, 1998).



- | | | | | | |
|-------------|--------------|---------------------|----------------|-----------------|----------------|
| 1-Simão | 8-Malvas | 15-Traíra | 22-Horácio | 29-Emboabinha | 36-Fortaleza |
| 2-Itapeva | 9-Peixoto | 16-Caconde | 23-Fazenda Ipê | 30-Custódias | 37-Lessa 2 |
| 3-Cavahada | 10-Marcelino | 17-Rincão da Cadeia | 24-Tramandaí | 31-Tapera N | 38-Suzana |
| 4-Boa Vista | 11-D | 18-Veados | 25-B | 32-Gentil | 39-Cidreira |
| 5-Quadros | 12-Passo | 19-Rincão 2 | 26-A | 33-Prainha | 40-Cerquinha N |
| 6-Ramalhete | 13-Caieira | 20-Rincão 1 | 27-Biguá | 34-Tapera S | 41-Cerquinha S |
| 7-Negra | 14-Lessa 1 | 21-Inácio | 28-Emboaba | 35-Manoel Nunes | |

Fig. 1 Localização do sistema lagunar da bacia do rio Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil.

Dados de ictiofauna

As amostragens de ictiofauna foram realizadas em 22 expedições, entre abril de 2009 e setembro de 2012, em 38 das 41 lagoas do Sistema Hidrográfico do rio Tramandaí. Em cada corpo d'água a ictiofauna foi amostrada por dois métodos, rede de espera e rede de arrasto de praia, cujos dados foram analisados separadamente a fim de caracterizar duas assembleias de peixes. Sempre que possível, os corpos d'água foram amostrados em dois períodos sazonais: períodos quentes compreendidos entre os meses de outubro a abril e períodos frios, entre maio e setembro.

Para caracterizar a assembleia de margens rasas e abertas com pouca ou nenhuma vegetação aquática (assembleia de zona rasa) foi utilizada a rede de arrasto de praia (10m de comprimento e 1,5 m de altura, malha 15 mm) com um esforço amostral de 3 arrastos por ponto. Os animais capturados na rede de arrasto foram fixados em formol 10%, precedido de anestesia com eugenol. Depois de triados, os espécimes foram armazenados em álcool 70%. Material testemunho das espécies será depositado na coleção de peixes do Departamento de Zoologia (UFRGS).

Para caracterizar as assembleias litorâneas em áreas mais profundas e geralmente mais vegetadas (assembleia de zona profunda) foi realizada amostragem com baterias de redes de espera (malhas entre nós de 15, 20, 25, 30, 35 e 40 mm, redes com 20m de comprimento e 1,5m de altura para cada malha). Em cada amostragem foram colocadas duas baterias de rede por lagoa com um esforço amostral aproximado de 24hs/rede. Sempre que possível, as baterias foram dispostas de forma oblíqua ao perímetro da lagoa e em duas margens diferentes, geralmente com presença de junco (*Schoenoplectus californicus*) e com macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia azurea* e *Eichhornia crassipes*). Os animais capturados foram fixados em gelo para posterior identificação em laboratório.

Para padronizar os dados de ictiofauna foi aplicado um índice de captura por unidade de esforço (CPUE). A CPUE foi calculada como o número de indivíduos capturados por esforço amostral. Em todas as expedições foi aplicado o mesmo esforço amostral, assim, lagoas com mais de uma expedição de amostragem tiveram a abundância de cada assembleia dividida pelo número de expedições.

Algumas lagoas não possuem margem aberta (sem vegetação) que possibilitasse a realização dos arrastos, por isso apenas 34 lagoas tiveram amostragens com rede de arrasto e 36 com amostragens de rede de espera.

Métricas de paisagem

O primeiro passo para o cálculo das métricas foi o mapeamento do sistema hidrográfico do rio Tramandaí. Para isso, foram utilizadas imagens do satélite Spot, ano base 2008, e imagem do Google Earth Pro¹, obtida em 25/02/2004 com resolução espacial de 10m. A imagem spot já se encontrava georreferenciada (sistema de coordenadas UTM, datum SAD69). A imagem do Google Earth Pro foi georreferenciada utilizando como referência a base cartográfica vetorial contínua do RS em escala 1:50.000 (Hasenack & Weber, 2010) e seus pixels foram redimensionados para atingir a mesma resolução espacial da imagem spot (5m). Todas essas operações foram realizadas no programa ENVI 4.7 (ITT Vis., 2009). A classificação das imagens foi realizada através da interpretação visual, com as classes temáticas sendo identificadas e digitalizadas na tela do computador utilizando o software ArcGis 9.3 (ESRI, 2008).

Para geração dos mapas de uso e cobertura foram definidas 13 classes de uso e cobertura:

- Lagoas: corpos d'água naturais formados com as transgressões e regressões marinhas;
- Conexões: rios, canais ou valos que interligam as lagoas;
 - Rios: corpos d'água naturais com constante fluxo d'água o ano inteiro, com uma largura maior ou igual a 3m.
 - Canais: corpos d'água mais estreitos que os rios, podendo ser naturais ou construídos.
 - Valos: geralmente construídos para drenar campos ou irrigar lavouras, rasos, com pouco fluxo d'água.
- Campo/agropecuária: formação herbácea em solos secos ou úmidos com ou sem uso pecuário. Algumas áreas podem caracterizar-se pela vegetação de primeira ocupação,

¹ Google Earth Pro Site: <http://earth.google.com> (acessado em 07/05/2012)

associada a espécies pioneiras que se desenvolvem sobre áreas instáveis, sob constantes deposições sedimentares (IBGE, 1992).

- Área úmida: áreas inseridas nas formações pioneiras ou não, caracterizadas por banhados e corpos d'água intermitentes.
- Açude: corpos d'água artificiais, geralmente construídos para piscicultura.
- Dunas: Depósito eólico litorâneo de sedimento arenoso. Colinas de areia móvel depositados pela ação do vento.
- Florestas: inserem-se todas comunidades florestais encontradas na área de estudo. Agrupam matas arenosas sobre dunas, matas brejosas ou turfosas, matas de encostas e matas ciliares.
- Silvicultura: cultivos de pinus (*Pinus* sp.), eucalipto (*Eucalyptus* sp.) e acácia (*Acacia longifolia*).
- Arroz: cultivo de arroz em várzeas.
- Agricultura: outros cultivos variados em pequenas parcelas.
- Estradas: estradas e rodovias pavimentadas ou estradas e vias vicinais sem pavimentação.
- Mineração: áreas minerárias envolvendo extração de saibro, areia, brita e basalto.
- Área urbana: cidades ou vilarejos com concentração de construções.

Para acessar as variáveis de uso e cobertura da terra e verificar qual escala de mensuração que melhor explica a variação nos dados de composição das espécies, foram delimitadas no entorno de cada lagoa zonas com larguras crescentes (*buffers*) de 50, 100, 250 e 500 m. De cada zona (*buffer*) foram extraídas as porcentagens da área ocupada por cada classe de uso e cobertura. Todo esse procedimento foi realizado por meio de operações de geoprocessamento (ArcGis 9.3).

Ainda por geoprocessamento (ArcGis 9.3), foi calculada a distância entre cada par de lagoas, considerando a menor distância borda a borda. A matriz de distâncias resultante foi utilizada pra verificar se existia autocorrelação espacial nas assembleias de peixes, ou seja, foi verificado se lagoas próximas tendem a ter composição de espécies de peixes semelhantes.

As variáveis estruturais também foram obtidas através de sistemas de informação geográfica (SIG) utilizando o mapeamento gerado pela imagem Spot. Primeiramente, as lagoas e as conexões foram individualizadas e importadas para o software Idrisi Taiga (Eastman, 2009). As imagens foram então convertidas do formato vetorial para *raster*. Arquivos *raster* são constituídos por uma matriz de células (pixels) organizadas em linhas e colunas, as quais estão associadas valores, permitindo reconhecer os objetos sob a forma de imagem digital (Meneses & Almeida, 2012).

A partir das imagens no formato raster, foram então obtidas as seguintes variáveis:

Área: em hectares.

Forma: relação perímetro/área corrigida ($Forma = (0.282 \cdot Perímetro) / \sqrt{Área}$; Farina, 1998). O índice de Forma varia de 1, um círculo perfeito, ao infinito para uma forma longa e estreita (Farina, 1998).

Distância do mar: menor distância de cada corpo d'água até a linha da costa.

Índices de Conectividade:

Para estimar a conectividade funcional entre lagoas, utilizamos dois índices de conectividade (conectividade primária e conectividade estuarina) nos quais implementamos o conceito de distância de custo usualmente utilizado para medir conectividade funcional em paisagens terrestres (Adriaensen *et al.*, 2003). A distância de custo expressa a distância percorrida entre duas manchas de hábitat, ponderada pelo atrito (*friction*) à dispersão de um organismo imposto pelo tipo de hábitat representado pela conexão. Consequentemente, duas conexões com a mesma extensão poderão ter distâncias de custo diferentes caso os atritos que às compõem sejam diferentes. No presente estudo, a distância de custo expressa a distância entre duas lagoas, ponderada pela resistência ao deslocamento de peixes imposta pelos diferentes tipos de conexões. Para tanto, uma vez determinado o tipo de ligação estrutural entre cada par de lagoa, cada conexão foi classificada de acordo com um grau de atrito ao deslocamento de peixes: conexão por rios (atrito = 3), canais (5), valos (atrito 7). Lagoas receberam valor de atrito 1, indicando que neste hábitat o deslocamento é influenciado fundamentalmente pela distância percorrida. Estes valores foram definidos arbitrariamente para estimar a diferença de resistência que estes ambientes oferecem ao deslocamento de espécies de peixes em geral. Um canal, por ser uma estrutura mais estreita que um rio pode apresentar uma maior vazão, possuir menor número de hábitats

e, conseqüentemente, uma maior resistência ao deslocamento de peixes em geral. Uma conexão com grau de atrito 5 oferece uma resistência cinco vezes maior ao deslocamento do que uma lagoa, onde o atrito básico foi determinado como 1. Os valores de distância de custo de cada lagoa foram obtidos por meio do algoritmo “*cost grow*”, disponível no SIG Idrisi Taiga (Eastman, 2009), que gera uma superfície (mapa) de distância de custo onde a distância é medida como o menor custo para deslocamento sobre uma superfície (mapa) de atritos. Utilizamos o algoritmo “*cost grow*” com o esquema de atritos acima especificado, pois ele permite definir o meio terrestre como intransponível (valor -1) e restringe as possibilidades de deslocamento pela paisagem apenas aos ambientes aquáticos. A unidade de mensuração da distância de custo é *grid cell equivalents* (gce), onde o valor de 1 indica o custo de mover-se por uma célula quando o atrito é igual a 1. Um custo de 10 gce pode resultar do deslocamento por 10 células com atrito (friction) 1 ou por apenas uma célula com atrito 10 (Eastman, 2009).

- Índice de conectividade estuarina (CE): mede a conectividade de cada lagoa até o estuário. Para o cálculo da CE, considerou-se a distância de custo de cada lagoa até o estuário com o atrito de deslocamento determinado para cada tipo de conexão. A CE pode ser descrita como indiretamente proporcional à distância de custo (DC) de cada lagoa até o estuário de Tramandaí, sendo calculada como:

$$CE = 1/\log (DC).$$

- Índice de conectividade primária (CP): este índice nos mostra o grau de conexão de cada lagoa com as demais lagoas de seu entorno e está relacionado ao potencial de recolonização (PR) e à distância de custo, levando em conta a área das lagoas vizinhas, o tipo de conexão, a extensão e o número de conexões de cada uma. Para este indicador de conectividade, consideramos a distância de custo calculada entre cada par de lagoas conectadas com seu respectivo valor de atrito de deslocamento. O PR assume que a lagoa com maior área é o maior reservatório do *pool* de espécies no sistema e, portanto, quanto maior a lagoa, maior a sua contribuição potencial para recolonização de lagoas vizinhas (Tonn & Magnuson, 1982). A equação da CP foi definida como:

$$CP_1 = \Sigma[PR]*[\log_{10}(dc_{\min})/\log_{10}(dc_{i,j})],$$

onde: $PR = \log_{10}(\text{área}_j)/\log(\text{área}_{\max})$; i,j = par de lagoas conectadas; dc_{\min} = menor distância de custo do sistema; área_{\max} = área da maior lagoa do sistema.

Coefficiente de variação da área

Esta variável foi utilizada para verificar o quanto a lagoa pode aumentar e reduzir sua área. As lagoas variam em área conforme a quantidade de água no sistema lagunar aumenta e/ou em relação à vazão pelo canal de ligação com o oceano em Imbé (Fig. 1). A redução da área de margem pode reduzir o número de habitats e consequentemente aumentar interações inter/intraespecíficas (Fernandes *et al.*, 2009). Para calcular a variação na área das lagoas, comparamos imagens do satélite Landsat-TM selecionadas entre os anos de 1985 a 2009. Optou-se por imagens Landsat 5 - TM pelo fato de existirem imagens de todas as lagoas obtidas na mesma data. As imagens foram baixadas do sítio do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, <http://www.inpe.br/>). Com o intuito de obter imagens com diferentes amplitudes de cobertura de água foram escolhidas imagens com datas de índices fluviométricos e pluviométricos baixos, intermediários e altos. Os dados fluviométricos foram obtidos com a Agência Nacional das Águas, que disponibilizaram dados diários e mensais de cotas e resumo de descarga (consistido e bruto) da estação 87317140 localizada no rio Tramandaí, município de Imbé (RS). Informações pluviométricas foram obtidas junto à estação meteorológica de Imbé que disponibilizou informações de dados mensais disponíveis de 1951 a 2009.

Primeiramente foram listadas as imagens que possuíam mesma data de obtenção para as duas cenas necessárias para compor a imagem da área de estudos, totalizando 51 imagens. Imagens que tivessem algum corpo d'água coberto por nuvens eram excluídas (16 imagens excluídas). Após, foram descartadas as imagens que não obtinham informações fluviométricos e/ou pluviométricos. Seguindo esses critérios, 22 imagens foram selecionadas e georeferenciadas utilizando como referência a base cartográfica vetorial contínua do RS escala 1:50.000 (Hasenack & Weber, 2010) e as cenas foram unidas no software ENVI 4.7. Após esse processamento, as bandas com as cenas unidas foram importadas para o programa Idrisi onde foi feito o recorte e a individualização das lagoas aplicando-se o índice MNWI (Hui *et al.*, 2008). Na imagem resultante os corpos d'água foram identificados e a área de cada lagoa foi extraída. Os dados de área

de todas as imagens foram tabulados e o coeficiente de variação (desvio padrão*100/média) foi calculado para cada lagoa (Fig. 2).

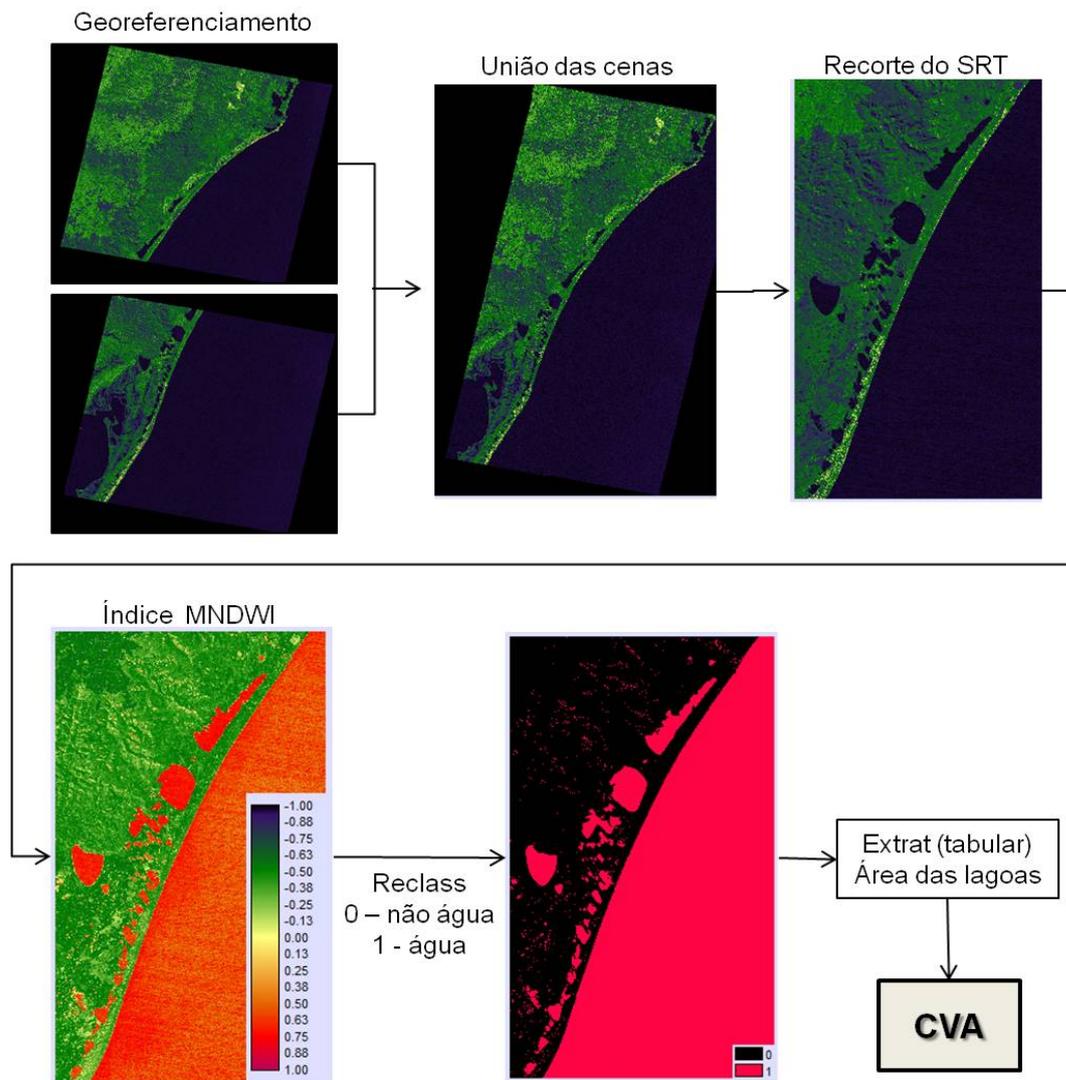


Fig. 2 Modelo esquemático de obtenção da variável de coeficiente de variação da área (CVA) através de sensoriamento remoto aplicando-se o índice MNDWI. Foram utilizadas 22 imagens landsat 5 – TM obtidas entre os anos de 1985 e 2009.

Análise de dados

Para verificar se lagoas próximas tendem a ter composição de assembleias semelhantes foi realizado um teste de Mantel entre a matriz de composição de espécies e matriz de distância geográfica entre as lagoas. Segundo Legendre & Legendre (2012), predições teóricas podem ser testadas analisando matrizes de distâncias ecológicas versus distâncias geográficas usando teste de Mantel. Para o cálculo da matriz de distância ecológica foi utilizado o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. Este índice minimiza o efeito dos zeros na matriz de composição e dá a mesma importância para diferenças absolutas entre abundâncias, independente da ordem de grandeza das abundâncias (Borcard, Gillet & Legendre, 2011).

Após a análise de autocorrelação espacial, avaliou-se em qual escala espacial as assembleias de peixes respondem ao uso e cobertura no entorno das lagoas. Para tanto, foram realizados testes de Mantel entre a matriz de composição de cada assembleia (matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis) e as matrizes de uso e cobertura (matrizes de distâncias euclidianas entre lagoas, baseadas nos % de cada classe de uso e cobertura) em cada uma das zonas de *buffer* delimitadas (50, 100, 250 e 500m). Previamente às análises, os valores de cada zona de *buffer* foram transformados por arcseno (Zar, 2010). A zona de *buffer* em que ocorreu a maior correlação com a assembleia foi escolhida como referência para uso de variáveis de uso e cobertura nas análises subsequentes.

Uma vez identificada qual zona de *buffer* apresenta maior contribuição na variação das assembleias, ela e as variáveis estruturais tiveram suas independências testadas através de correlação de Pearson. Foram consideradas correlacionadas as variáveis cuja correlação de Pearson apresentasse valores acima de 0,7. Nestes casos, foi mantida nas análises subsequentes aquela variável que representasse maior importância ecológica.

Análises de Redundância (RDA) foram utilizadas para verificar a fração de explicação das variáveis preditoras sobre as assembleias de margens rasas e assembleias de margens profundas. Conceitualmente, a RDA é uma regressão linear múltipla seguida por uma análise de componentes principais (PCA) da tabela de valores ajustados, onde a variável resposta é uma matriz de composição de espécies (matriz Y) que é explicada por uma ou mais matrizes de variáveis preditoras, matrizes X e W

(Borcard *et al.*, 2011). A RDA é um método linear, por isso os dados de abundância das assembleias foram submetidos à transformação de Hellinger (Peres-Neto *et al.*, 2006). Na RDA, o resultado é expresso como a proporção da matriz resposta que é explicada pela matriz preditora, que é equivalente ao R^2 na regressão múltipla. No entanto, este R^2 é tendencioso e a acumulação de variáveis preditoras infla o valor aparente de variância explicada por causa de correlações aleatórias (Peres-Neto *et al.*, 2006). Este problema pode ser minimizado através da utilização do R^2 ajustado e através da seleção de variáveis. A seleção do melhor conjunto de variáveis que melhor explica a variação nos dados de composição das assembleias de peixes foi realizada pelo método de *forward selection* através da função “foward.sel()” do pacote Packfor (Dray, Legendre & Blanchet, 2011). Neste método, seleciona-se a variável com maior R^2 se esta variável também for significativa. O teste de significância é um teste de permutação de RDA parcial; neste procedimento, “melhor” refere-se a variável que explica a maior porção da variância dos dados (Borcard *et al.*, 2011).

Com objetivo de verificar se as variáveis estruturais e variáveis de uso e cobertura atuam de forma independente sobre a assembleia de peixes, foi realizada uma RDA parcial utilizando as variáveis estruturais selecionadas no melhor modelo como matriz X e as variáveis de uso e cobertura selecionadas no melhor modelo como matriz W. A partição segue o modelo proposto por Borcard *et al.* (2011), onde são realizadas três RDA para particionar a variação dentro de quatro frações individuais [a], [b], [c] e [d]. A primeira RDA realizada utiliza a matriz resposta Y pela matriz X e W, que corresponde à fração de explicação de todas as variáveis juntas [a + b + c]; a segunda RDA utiliza a matriz Y pela matriz X, que corresponde à fração de explicação das variáveis estruturais [a + b]; e a terceira RDA, utiliza a matriz Y pela matriz W, que corresponde à fração de explicação das variáveis de uso e cobertura [b + c]. Em seguida, é computado o R^2 ajustado para as três RDA e então é feita uma série de subtrações para se obter as frações parciais de explicação:

- fração [a]_{ajust} = [a + b + c]_{ajust} - [b + c]_{ajust}
- fração [c]_{ajust} = [a + b + c]_{ajust} - [a + b]_{ajust}
- fração [b]_{ajust} = [a + b]_{ajust} - [a]_{ajust} = [b + c]_{ajust} - [b]_{ajust}
- fração [d]_{ajust} = 1 - [a + b + c]_{ajust}

A fração [a] corresponde à explicação exclusiva da matriz X, a fração [b] corresponde à explicação compartilhada entre a matriz X e W, a fração [c] corresponde

à explicação exclusiva da matriz W e [d] corresponde à fração que não é explicada pelas matrizes X e W. A significância das frações de explicação foi avaliada por permutações, utilizando 999 aleatorizações e considerando $\alpha = 0,05$ como nível de significância.

Para inferir sobre os modelos teóricos de metacomunidades que melhor explicam a organização das assembleias, também foi realizada uma RDA parcial utilizando as variáveis selecionadas no melhor modelo. No entanto, para esta análise de partição de variância, as variáveis estruturais e de uso e cobertura foram classificadas entre aquelas que representam a heterogeneidade interna da lagoa e partição de recursos, denominadas de variáveis ambientais (matriz X) e aquelas relacionadas com a possibilidade de dispersão, denominadas de variáveis espaciais (matriz W) (Tabela 1). A partição segue o mesmo modelo apresentado anteriormente.

Todas as variáveis preditoras foram previamente transformadas por $\log(x+1)$ antes das análises. As análises de Testes de Mantel e Correlação de Pearson foram realizadas no programa Multiv versão 2.77b (Pillar, 2011), enquanto que a RDA e as RDA Parciais foram realizadas no programa R versão 2.15.1 (R Core Team, 2011).

Tabela 1 Variáveis de paisagem agrupadas de acordo com o tipo de explicação a elas associado: variáveis ambientais e variáveis espaciais (possibilidade de dispersão).

Variáveis	Tipo de explicação
Área	ambiental
Forma	ambiental
CVA	ambiental
D_MAR	ambiental
% Duna	ambiental
% Campo/agrop	ambiental
% Floresta	ambiental
% Silvicultura	ambiental
% Lavoura	ambiental
% Estrada	ambiental
% Área urbana	ambiental
% Mineração	ambiental
CP	dispersão
CE	dispersão
% Lagoa	dispersão
% Açude	dispersão
% Conexões	dispersão
% Área úmida	dispersão
% Arroz	dispersão

Resultados

Foram amostradas 71 espécies de peixes (Tabela 2), sendo 33 espécies comuns às duas assembleias de zona rasa (captura com rede de arrasto) e profunda (capturada com rede de espera) (Fig. 3).

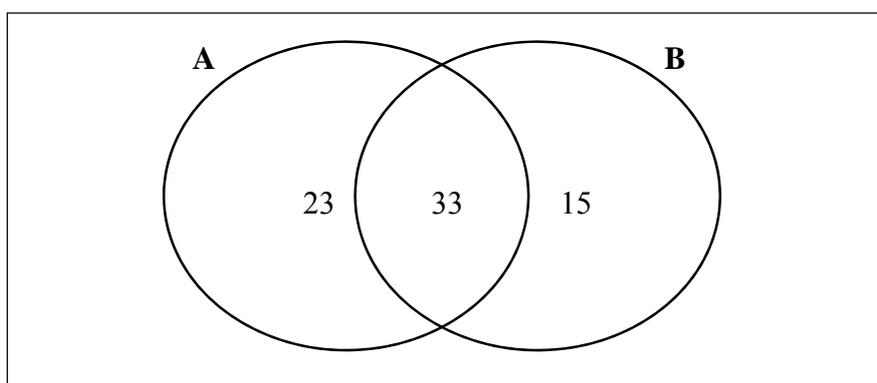


Fig. 3 Diagrama de Venn mostrando o número de espécies capturadas com rede de arrasto (A) e rede de espera (B) nas lagoas do Sistema Hidrográfico do rio Tramandaí.

Para a assembleia amostrada com rede de arrasto, foram registradas 56 espécies, distribuídas dentro de 11 ordens e 24 famílias (Tabela 2). As espécies mais abundantes (CPUE) foram *Cyanocharax alburnus* com 6869 indivíduos, *Hyphessobrycon luetkenii* com 1918 indivíduos, *Platanichthys platana* com 935, *Cheirodon ibicuhiensis* com 787 e *Mugil* sp. (juvenis) com 648 indivíduos (Fig. 4). As espécies mais frequentes foram *Hyphessobrycon luetkenii* com 31 ocorrências, *Cyanocharax alburnus* com 30 ocorrências, *Jenynsia multidentata* com 28 e *Geophagus brasiliensis* com 27 (Fig. 5). Nove espécies foram consideradas raras, com apenas uma ocorrência e com menos de 5 indivíduos, *Hyphessobrycon boulengeri* (3 indivíduos), *Hyphessobrycon togoi* (2), *Microglanis cibela* (2), *Rhamdia quelen* (2), *Charax stenopterus* (1), *Elops saurus* (1), *Eigenmannia trilineata* (1), *Mimagoniates inaequalis* (1) e *Paralichthys* sp. (1).

Na assembleia amostrada com rede de espera, foram registradas 48 espécies, distribuídas em oito gêneros e 20 famílias (Tabela 2). Destas espécies, três não são pertencentes ao sistema hidrográfico: *Acestrorhynchus pantaneiro*, *Leporinus obtusidens* e *Trachelyopterus lucenai*. As espécies mais abundantes foram *Cyphocharax voga* com 573 indivíduos, *Astyanax aff. fasciatus* com 341 indivíduos, e *Loricarichthys anus* com 169 indivíduos, *Olygosarcus jenynsii* com 164 indivíduos (Fig. 5). As espécies mais frequentes foram *Cyphocharax voga* com 34 ocorrências, *Hoplias malabaricus* com 32 ocorrências, *Geophagus brasiliensis* com 31 e *Olygosarcus jenynsii* com 30 (Tabela 2). Oito espécies foram consideradas raras, *Gymnotus carapo* (2 indivíduos), *Leporinus obtusidens* (1), *Atherinella brasiliensis* (1), *Centropomus parallelus* (1), *Cyphocharax saladensis* (1), *Elops saurus* (1), *Ancistrus* sp. (1) e *Hypostomus comersonii* (1).

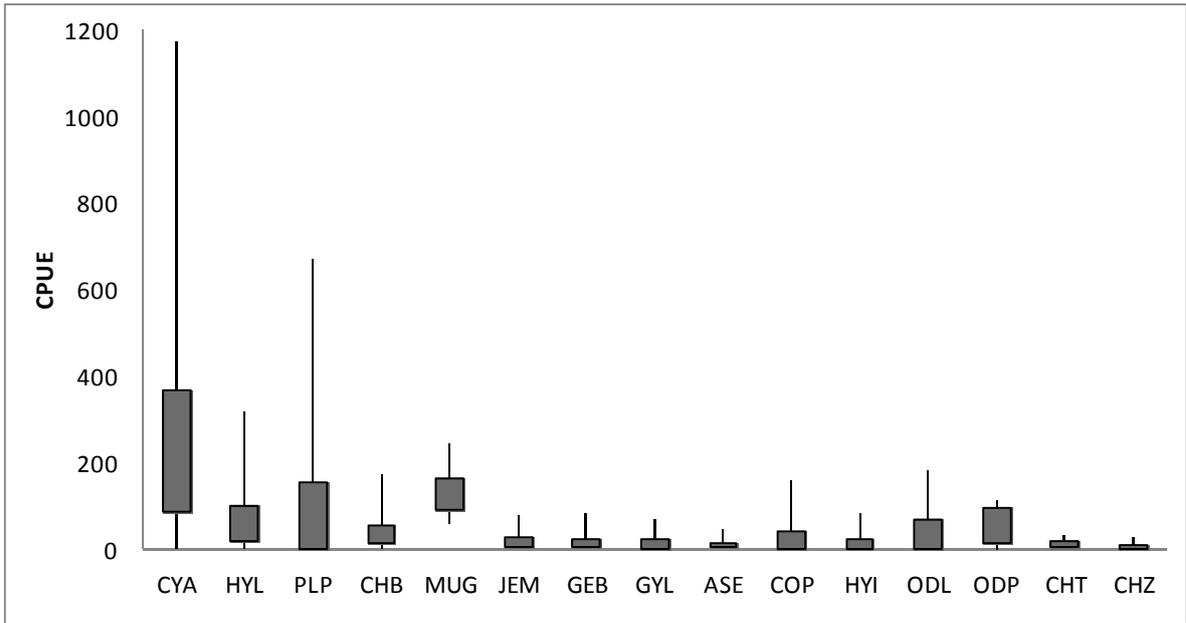


Fig. 4 CPUE máxima, mínima e desvio padrão das 15 espécies de peixes mais abundantes capturadas com rede de arrasto em 34 lagoas do Sistema Hidrográfico do rio Tramandaí. Acrônimos são apresentados na Tabela 2.

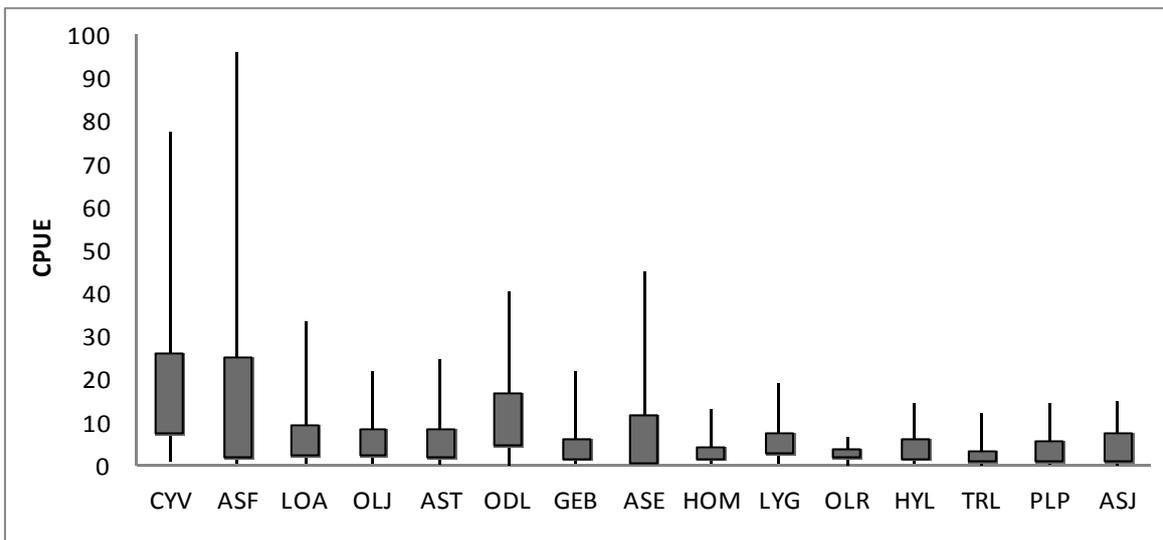


Fig. 5 CPUE máxima, mínima e desvio padrão das 15 espécies de peixes mais abundantes capturadas com rede de espera em 36 lagoas do Sistema Hidrográfico do rio Tramandaí. Acrônimos são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 Lista das espécies de peixes capturadas com rede de arrasto e rede de espera no Sistema Hidrográfico do rio Tramandaí. São apresentados número de indivíduos (CPUE), frequência de ocorrência (Fr%) e acrônimos das espécies utilizados nas análises multivariadas.

Ordem/Família/Espécie	Arrasto		Espera		Acrônimo
	CPUE	Fr (%)	CPUE	Fr (%)	
Ordem Atheriniformes					
Família Atherinopsidae					
<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	85.3	12	0.3	3	ATB
<i>Odontesthes bicudo</i> Malabarba & Dyer, 2002			17.1	25	ODI
<i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835)			3.5	3	ODO
<i>Odontesthes ledae</i> Malabarba & Dyer, 2002	199.5	18	117.0	31	ODL
<i>Odontesthes piquava</i> Malabarba & Dyer, 2002	113.0	6	23.0	17	ODP
Ordem Characiformes					
Família Anostomidae					
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1837)*			0.1	3	LEO
Família Characidae					
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> Menezes, 1992*			16.6	28	ACP
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)			13.6	31	ASB
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	253.9	71	96.5	44	ASE
<i>Astyanax</i> aff. <i>fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	37.0	18	341.2	69	ASF
<i>Astyanax jacuhiensis</i> (Cope, 1894)	43.3	24	30.6	19	ASJ
<i>Astyanax</i> sp.			142.7	75	AST
<i>Charax stenopterus</i> (Cope, 1894)	0.5	3	26.4	39	CHS
<i>Cheirodon ibicuihensis</i> Eigenmann, 1915	787.3	65			CHB
<i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns, 1842)	110.4	26			CHT
<i>Cyanocharax alburnus</i> (Hensel, 1870)	6868.8	88	16.1	8	CYA
<i>Hyphessobrycon boulengeri</i> (Eigenmann, 1907)	1.5	3			HYB
<i>Hyphessobrycon igneus</i> Miquelarena, Menni, López & Casciotta, 1980	219.3	53			HYI
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i> (Boulenger, 1887)	1918.4	94	52.9	39	HYL
<i>Hyphessobrycon meridionalis</i> Ringuelet, Miquelarena & Menni, 1978	36.2	9			HYM
<i>Hyphessobrycon togoi</i> Miquelarena & Lopez, 2006	0.7	3			HYT
<i>Mimagoniates inequalis</i> (Eigenmann, 1911)	0.5	3			MII
<i>Mimagoniates microlepis</i> (Steindachner, 1877)	2.7	6			MIM
<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther, 1864)	11.1	35	163.6	83	OLJ
<i>Oligosarcus robustus</i> Menezes, 1969	4.5	12	71.2	69	OLR
<i>Pseudocorinopoma doriae</i> Perugia, 1891	18.3	12			PSD
Família Crenuchidae					
<i>Characidium 'gr' zebra</i> Eigenmann, 1909	101.7	59			CHZ
Família Curimatidae					
<i>Cyphocharax saladensis</i> (Meinken, 1933)	98.0	6	0.5	3	CYS
<i>Cyphocharax voga</i> (Hensel, 1970)	28.3	15	573.4	94	CYV
<i>Steindachnerina biornata</i> (Braga & Azpelicueta, 1987)	5.7	12			STB
Família Erythrinidae					
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	4.2	18	87.3	89	HOM
Ordem Clupeiformes					
Família Clupeidae					
<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	935.3	41	38.7	33	PLP

Tabela 2 Continuação

Ordem/Família/Espécie	Arrasto		Espera		Acrônimo
	CPUE	Fr (%)	CPUE	Fr (%)	
Família Engraulidae					
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	30.7	12	82.9	44	LYG
Ordem Cyprinodontiformes					
Família Anablepidae					
<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)	484.1	82			JEM
Família Poeciliidae					
<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel, 1868)	56.8	38			PHC
Família Rivulidae					
<i>Cynopoecilus melanotaenia</i> (Regan, 1912)	17.0	6			CYM
Ordem Elopiformes					
Família Elopidae					
<i>Elops saurus</i> Linnaeus, 1766	0.2	3	0.3	3	ELS
Ordem Gymnotiformes					
Família Gymnotidae					
<i>Gymnotos carapo</i> Linnaeus, 1758			0.3	3	GYC
Família Sternopygidae					
<i>Eigenmannia trilineata</i> (López & Castello, 1966)	0.5	3			EIT
Ordem Mugiliformes					
Família Mugilidae					
<i>Mugil sp. (juvenis)</i>	647.7	15	23.8	19	MUJ
Ordem Perciformes					
Família Centropomidae					
<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860			0.2	3	CEP
Família Cichlidae					
<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns, 1842)	16.3	21	3.0	14	AUF
<i>Cichlasoma portoalegrense</i> (Hensel, 1870)	13.8	18	6.3	22	CIP
<i>Crenicichla lepidota</i> (Heckel, 1840)	19.8	26	19.3	42	CRL
<i>Crenicichla maculata</i> Kullander & Lucena, 2006	1.0	6	3.8	14	CRM
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	424.4	79	114.0	86	GEB
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i> (Hensel, 1870)	12.3	15	2.8	11	GYG
<i>Gymnogeophagus lacustris</i> Reis & Malabarba, 1988	296.9	65	21.8	28	GYL
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i> (Hensel, 1870)	38.0	12	3.5	8	GYR
Família Gerreidae					
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	1.3	3	0.9	6	EUM
Família Gobiidae					
<i>Awaous tajasica</i> (Lichtenstein, 1822)	3.7	6			AWT
<i>Ctenogobius cf. shufeldti</i> (Jordan & Eigenmann, 1887)	99.3	35			CTS
Família Sciaenidae					
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	0.8	3	8.0	6	MIF
<i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz, 1945)	0.8	3			STB
Ordem Pleuronectiformes					
Família Paralichthyidae					
<i>Paralichthys sp.</i>	0.5	3			PAR

Tabela 2 Continuação

Ordem/Família/Espécie	Arrasto		Espera		Acrônimo
	CPUE	Fr (%)	CPUE	Fr (%)	
Ordem Siluriformes					
Família Ariidae					
<i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829)			5.5	8	GEG
Família Auchenipteridae					
<i>Trachelyopterus lucenai</i> Bertoletti, Pezzi da Silva & Pereira, 1995*			47.1	64	TRL
Família Callichthyidae					
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)			2.5	6	CAC
<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)	222.6	35	1.1	8	COP
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)			17.4	42	HOL
Família Heptapteridae					
<i>Pimelodella australis</i> Eigenmann, 1917	24.5	18	0.8	6	PIA
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	0.5	3	6.0	31	RHQ
Família Loricariidae					
<i>Ancistrus</i> sp.**			0.5	3	ACI
<i>Hisonotus leucofrenatus</i> (Miranda Ribeiro, 1908)	14.6	26			HIL
<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes, 1836			0.3	3	HYC
<i>Loricariichthys anus</i> Valenciennes, 1836	1.8	3	170.0	81	LOA
<i>Rineloricaria quadrensis</i> Reis, 1983	19.8	32	7.4	14	RIQ
Família Pimelodidae					
<i>Parapimelodus nigribarbis</i> (Boulenger, 1889)			0.6	6	PAN
Família Pseudopimelodidae					
<i>Microglanis cibela</i> Malabarba & Mahler, 1998	1.0	3			MIC
Família Trichomycteridae					
<i>Homodiaetus anisitsi</i> Eigenmann & Ward, 1907	6.0	15			HOA
Ordem Synbranchiformes					
Família Synbranchidae					
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	2.0	6			SYM

* Espécies não pertencentes ao Sistema Hidrográfico do rio Tramandaí.

Em relação às variáveis estruturais, observamos que o sistema hidrográfico apresenta lagoas com uma grande amplitude de área, variando entre 4,5 a 12421 ha (Tabela 3, Fig. 6a). A regularidade na forma das lagoas também variou bastante, onde valores próximos a 1 indicam uma forma regular, mais próxima de um círculo perfeito (Fig. 6b). Aproximadamente 65% das lagoas estão a mais de 7000 m de distância do mar e possuem pouca variação na área (Tabela 3, Fig. 6c e 6d). Quanto às medidas de conectividade, 48% das lagoas possuem uma conectividade primária (CP) intermediária, próxima a um, e a maior parte dos corpos d'água apresentaram baixos valores de conectividade estuarina (CE). As lagoas Simão, Cavahada, C e Fazenda Ipê são lagoas isoladas, apresentando valor de CP e CE = 0. (Tabela 4, Fig.6e e 6f). Existe uma maior concentração de lagoas entre Coordenadas Geográficas baixas a intermediária de X (longitude) e Y (latitude) (Fig.6g e 6h).

Tabela 3 Valores descritivos das variáveis estruturais para as lagoas do Sistema Hidrográfico do rio Tramandaí. D_mar: distância do mar; CVA: coeficiente de variação da área; CP: conectividade primária; CE: conectividade estuarina; X e Y (Coordenadas Geográficas UTM)

	mínimo	máximo	média	desvio padrão
Área (ha)	4.45	12421.59	1023.87	2705.06
Forma	1.33	3.2	1.87	0.52
D_mar (m)	29.78	15314.92	6596.21	3720.69
CVA	0.79	23.81	7.79	5.45
CP	0	1.56	0.66	0.39
CE	0	1	0.25	0.14
X (m)	569825	619315	580030	10101.45
Y (m)	6652459	6749643	6690266	20778.06

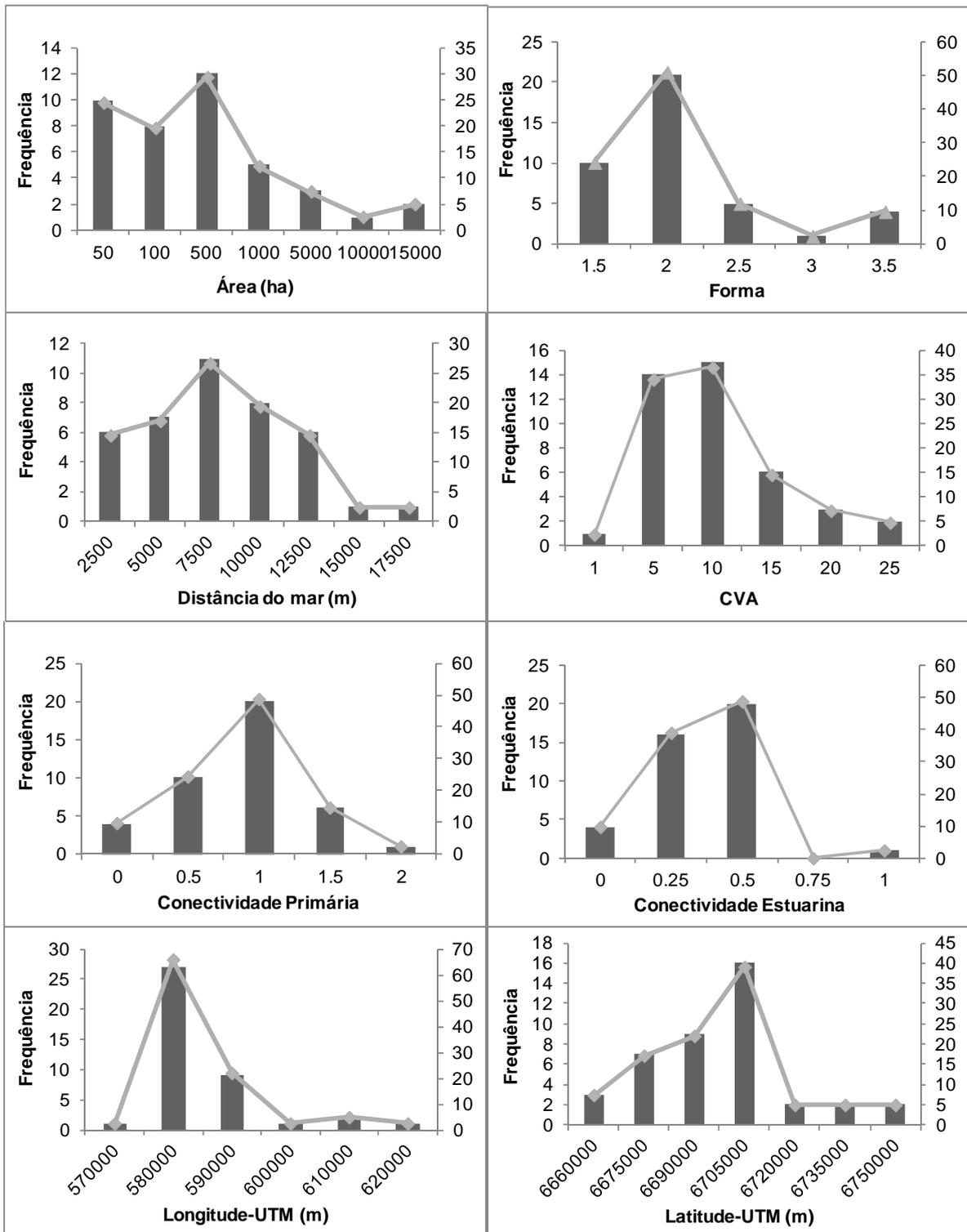


Fig. 6 Frequência de distribuição dos valores observados de cada variável para as 41 lagoas do Sistema Hidrográfico do rio Tramandaí. (a) Área, (b) Forma, (c) Distância do mar, (d) Coeficiente de variação da área, (e) Conectividade Primária, (f) Conectividade estuarina, (g) Coordenada geográfica Longitude-UTM, (h) Coordenada geográfica Latitude-UTM. Barras representam a frequência observada, linha representa a porcentagem (escala à direita).

Quanto às variáveis de uso e cobertura, em geral, as diferentes porcentagens de tipos de uso e cobertura apresentaram a mesma hierarquia de cobertura (% em todos os tamanhos de *buffer*) sendo o campo/agropecuária o tipo de uso mais dominante em todas as classes de *buffer* (Tabela 4).

Tabela 4 Porcentagem média de cada classe de uso e cobertura nos quatro tamanhos de *buffer* no entorno das lagoas do sistema hidrográfico do rio Tramandaí.

	<i>buffer</i> 50 m	<i>buffer</i> 100 m	<i>buffer</i> 250 m	<i>buffer</i> 500 m
% campo/ agropecuária	50.01	48.67	47.29	43.96
% área úmida	37.83	32.5	25.07	18.16
% floresta	4.92	7.96	11.33	12.81
% arroz	2.29	3.91	4.52	5.04
% duna	2.4	3.03	4.12	5.09
% influência urbana	1.16	1.6	3.14	4.35
% lagoa	0.06	0.36	1.53	3.74
% silvicultura	0.22	0.43	1.12	4.47
% estrada	0.31	0.58	0.85	0.93
% conexões (rios, canais, valos)	0.73	0.8	0.74	0.67
% açude	0.07	0.14	0.18	0.18
% mineração	0	0	0.08	0.56
% lavoura	0	0	0.04	0.04

O teste de correlação entre as variáveis mostraram correlações acima de 0,7 entre as variáveis X e Y e entre as variáveis de % Campo/agropecuária e % Área úmida (Tabela 5). Dessa forma, a variável X foi excluída das análises multivariadas por apresentar menor variação nos dados, assim como a variável % Campo/agropecuária por entendermos que a % Área úmida seja mais importante por promoverem ambientes que possam facilitar a dispersão dos peixes. Em épocas de cheia, por exemplo, esses ambientes podem permitir que algumas espécies migrem das lagoas para rios e canais (conexões) possibilitando a reprodução e colonização de lagoas adjacentes (Oliveira & Goulart, 2000).

Tabela 5 Correlações de Pearson entre as variáveis estruturais e de uso e cobertura. D_MAR: Distância do mar; CVA: coeficiente de variação da área; CP: conectividade primária; CE: conectividade estuarina; X e Y (Coordenadas Geográficas UTM). (* Indica correlação significativa $P < 0,05$)

	Área	Forma	D_MAR	CVA	CP	CE	X	Y	%Lagoa	%Açudes	%Conexões
Área	1.000										
Forma	0.383*	1.000									
D_MAR	-0.252	-0.352*	1.000								
CVA	-0.339*	-0.023	0.110	1.000							
CP	0.312*	0.473*	-0.263	-0.469*	1.000						
CE	0.060	0.323*	-0.160	-0.430*	0.616*	1.000					
X	0.327*	0.211	-0.307	0.228	-0.157	-0.317*	1.000				
Y	0.342*	0.121	0.062	0.212	-0.237	-0.325*	0.882*	1.000			
%Lagoa	-0.172	-0.099	-0.004	-0.092	0.203	0.054	-0.255	-0.318*	1.000		
%Açudes	0.140	0.073	-0.037	0.138	-0.077	-0.048	0.212	0.255	-0.316*	1.000	
%Conexões	0.172*	0.437	-0.261	-0.194	0.560*	0.628*	0.205	0.147	-0.175	-0.091	1.000
%Dunas	0.074	0.048	-0.226	-0.044	0.304	0.077	-0.262	-0.469*	-0.054	-0.021	-0.052
%Campo/agropecuária	0.114	-0.186	0.134	0.179	-0.425*	-0.280	0.049	0.154	0.120	0.188	-0.501*
%Floresta	0.100	-0.177	0.044	0.227	-0.433*	-0.267	0.209	0.323*	-0.184	-0.046	-0.251
%Área úmida	-0.095	0.178	-0.031	-0.255	0.435*	0.241	-0.084	-0.107	0.028	-0.102	0.414*
%Silvicultura	0.060	0.020	-0.265	0.034	-0.059	-0.081	-0.106	-0.262	0.178	-0.171	-0.128
%Arroz	0.115	0.094	0.013	-0.360*	0.321*	0.182	0.011	-0.007	-0.252	-0.138	0.199
%Lavoura	0.534*	0.286	0.000	-0.185	-0.012	-0.040	0.286	0.358*	-0.151	0.199	0.016
%Estrada	0.223	0.019	-0.129	-0.352*	0.197	0.141	0.070	0.073	0.055	0.032	0.040
%Influência urbana	0.179	0.340	0.147	-0.265	0.300	0.495*	-0.098	0.018	-0.116	0.181	0.292
%Mineração	0.105	0.047	0.367*	0.068	-0.072	-0.021	-0.061	0.117	0.020	0.091	-0.059

Tabela 5 Continuação

	%Dunas	%Campo/ag.	%Floresta	%Á. úmida	%Silvicult.	%Arroz	%Lavoura	%Estrada	%I. urbana	%Mineração
%Dunas	1.000									
%Campo/agropecuária	-0.237	1.000								
%Floresta	-0.315*	0.418*	1.000							
%Área úmida	0.067	-0.861*	-0.609*	1.000						
%Silvicultura	0.195	0.221	-0.009	-0.217	1.000					
%Arroz	0.166	-0.303	-0.166	0.127	-0.256	1.000				
%Lavoura	-0.075	0.194	0.049	-0.081	0.036	0.118	1.000			
%Estrada	-0.226	0.198	0.044	-0.146	-0.164	0.014	0.070	1.000		
%Influência urbana	-0.194	0.128	-0.084	-0.160	-0.142	0.139	0.068	0.442*	1.000	
%Mineração	-0.140	0.213	0.088	-0.105	-0.139	-0.168	0.053	0.139	0.156	1.000

As assembleias capturadas com rede de arrasto não apresentaram autocorrelação espacial (Correlação matricial $r_o = 0,052$, $P = 0,451$). Já, as assembleias de rede de espera apresentaram correlação matricial baixa ($r_o = 0,129$), mas significativa ($P = 0,034$), isto significa que lagoas próximas tendem a ter assembleias (passíveis de captura com rede de espera) com composição de espécies semelhante.

Quanto à escala de resposta das assembleias de peixes ao tipo de uso e cobertura da terra no entorno das lagoas, verificou-se que a assembleia de rede de arrasto possui correlação significativa com a zona de *buffer* de 250m (Tabela 6), portanto esta escala foi utilizada como matriz de uso e cobertura nas análises multivariadas. Já, a assembleia de rede de espera não apresentou correlação significativa com o uso e cobertura em qualquer escala de análise (Tabela 6), razão pela qual as variáveis de uso e cobertura não foram utilizadas nas análises multivariadas desta assembleia.

Tabela 6 Teste de Mantel entre a composição de assembleias de peixes capturadas com rede de arrasto e rede de espera e diferentes escalas de uso e cobertura da terra no entorno das lagoas (*Buffer* de 50, 100, 250 e 500m).

	Arrasto		Espera	
	r_o	p	r_o	p
Buffer 50m	0.089	0.172	-0.029	0.597
Buffer 100m	0.125	0.128	-0.020	0.583
Buffer 250m	0.209	0.041*	-0.038	0.656
Buffer 500m	0.148	0.062	-0.098	0.819

*Nível de significância: $P < 0,05$.

A RDA foi realizada para detectar quais variáveis melhor explicam a composição das assembleias de peixes capturados com rede de arrasto e rede de espera.

Para as assembleias de rede de arrasto, o procedimento de seleção *forward* da RDA identificou apenas cinco variáveis com contribuição significativa sobre a variação na composição da assembleia: três variáveis estruturais (D_mar, CP e CE) e duas variáveis de uso e cobertura (% Conexão e % Floresta). A RDA destas variáveis mostrou que elas explicam aproximadamente 15% (28% não ajustado; $F = 2,15$ $P = 0,001$) da variação na composição das assembleias de rede de arrasto. O primeiro eixo

da RDA explica 49% e é positivamente relacionado com as variáveis CP (0,74) e % Conexão (0,54) e negativamente correlacionado com % Floresta (-0,74) e D_MAR (-0,70), já, o segundo eixo explica 31% da variação nos dados e está fortemente correlacionado com a variável CE (-0,70). No entanto, poucas espécies apresentaram correlações maiores que 0,1 com os eixos da RDA. O tri-plot (Fig. 7a) mostra que a espécie *Mugil* sp. (MUG) está associadas às lagoas sob maior influência salina, Tramandaí (24), lagoa B (25), Custódias (30) e Gentil (32) que são caracterizadas por maiores valores de Conectividade estuarina (CE) e % conexões no entorno da lagoa (Fig. 9a). Já, *Cyanocharax alburnus* (CYA) e *Cheirodon ibicuiensis* (CHB) possuem maior relação com as lagoas mais afastadas do mar, enquanto que *Geophagus brasiliensis* (GEB) e *Cyphocharax saladensis* (CYS) com maior porcentagem de floresta no entorno da lagoa (Fig. 7b). *Hyphessobrycon luetkenii* (HYL) mostrou-se positivamente relacionado com o eixo 2 da RDA que é caracterizado por sua correlação negativa com a conectividade estuarina (CE), ou seja, quando maior a conexão com o estuário, menor a probabilidade de encontrar esta espécie.

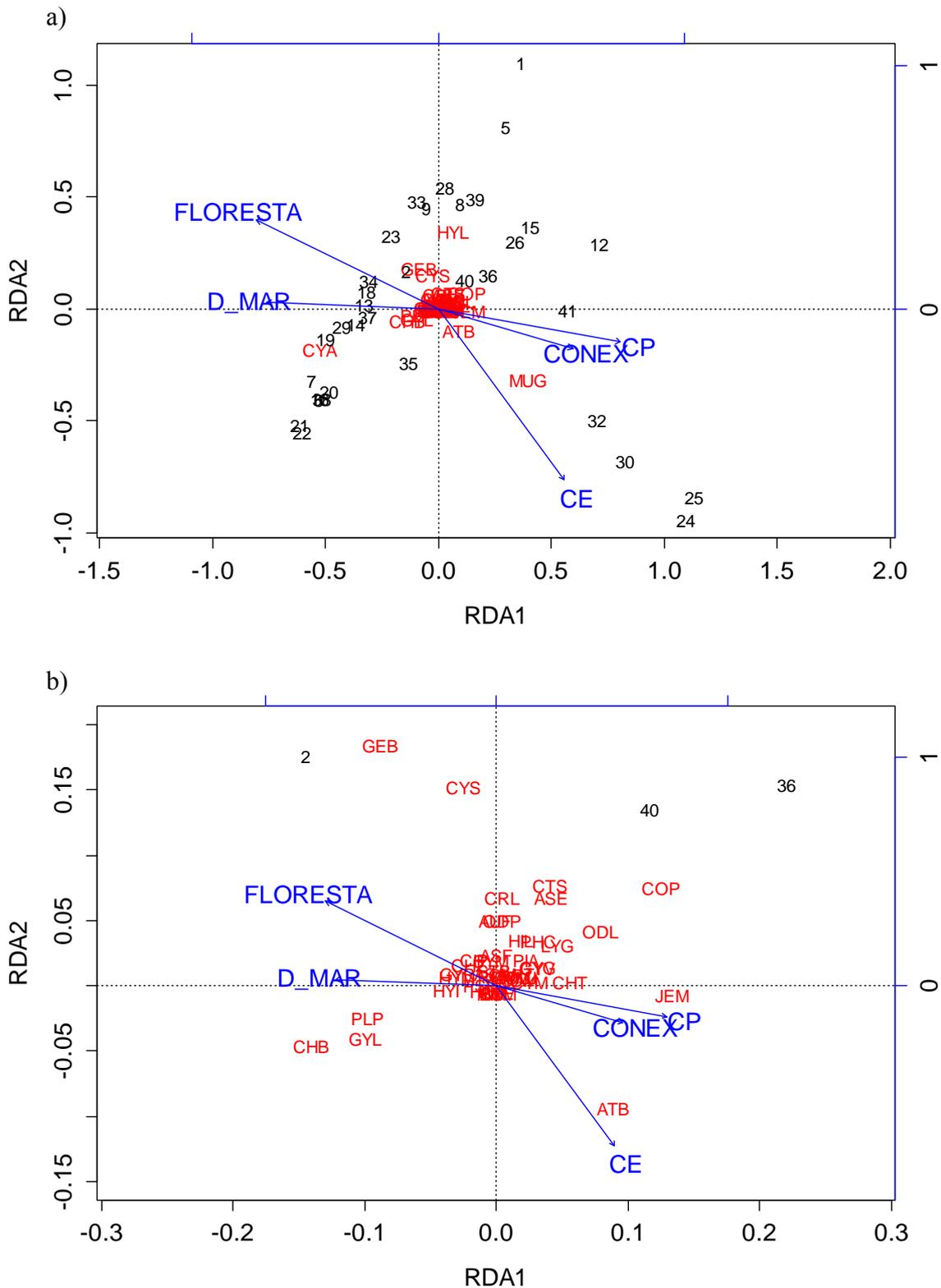


Fig. 7 Análise de Redundância (RDA) realizada entre as assembleias de peixes capturadas com rede de arrasto e as variáveis D_MAR (distância do mar), CP (conectividade primária), CE (conectividade estuarina), FLORESTA (% de floresta - *buffer* 250m) e CONEX (% de conexões - *buffer* 250m). Eixo 1 explica 51% e eixo 2 explica 29% da variação nos dados A identificação das lagoas (números) está na Fig.1 e a identificação das espécies (siglas em vermelho) estão na Tabela 2. a) Tri-plot da RDA. b) Menor escala de observação das correlações dos eixos com as espécies.

Para as assembleias de rede de espera, a seleção *forward* identificou duas variáveis estruturais que foram preditores estatisticamente significantes da composição de espécies: Área e Y (Coordenada Geográfica UTM). A RDA destas variáveis mostrou que elas explicam aproximadamente 12% da variação dos dados (17% não ajustado; $F=3,29$; $P=0,001$). O primeiro eixo da RDA explica 60% desta variação e está correlacionado com a variável Área (0,98). Já, o segundo eixo explica 40% da variação e está negativamente correlacionado com a variável Y (-0,96), indicando a existência de uma estratificação longitudinal na composição das espécies. Similarmente à assembleia de rede de arrasto, poucas espécies da assembleia de rede de espera apresentaram correlação maior de 0,1 com os eixos da RDA (Fig. 8a). As espécies *Astyanax aff. fasciatus* (ASF), *Platanichthys platana* (PLP) e *Astyanax eigenmanniorum* (ASE) apresentaram relações positivas e as espécies *Cyphocharax voga* (CYV), *Astyanax sp.* (AST), *Hoplias malabaricus* e *Oligosarcus jenynsii* (OLJ) apresentaram relações negativas com o eixo 1 que é caracterizado por lagoas com grandes áreas. enquanto que *Odontesthes ledae* (ODL) mostrou maior correlação com o eixo 2, estando presente nas lagoas com menores valores Y, ou seja, mais ao Sul do Sistema hidrográfico (Fig. 8b). *Astyanax sp.* (AST) e *Trachelyopterus lucenai* (TRL) tendem a estar entre médios e baixos valores de Y. Por outro lado, *Astyanax aff. fasciatus* (ASF) mostrou-se mais relacionada com maiores valores de Y, estando presente nas lagoas ao Norte do sistema.

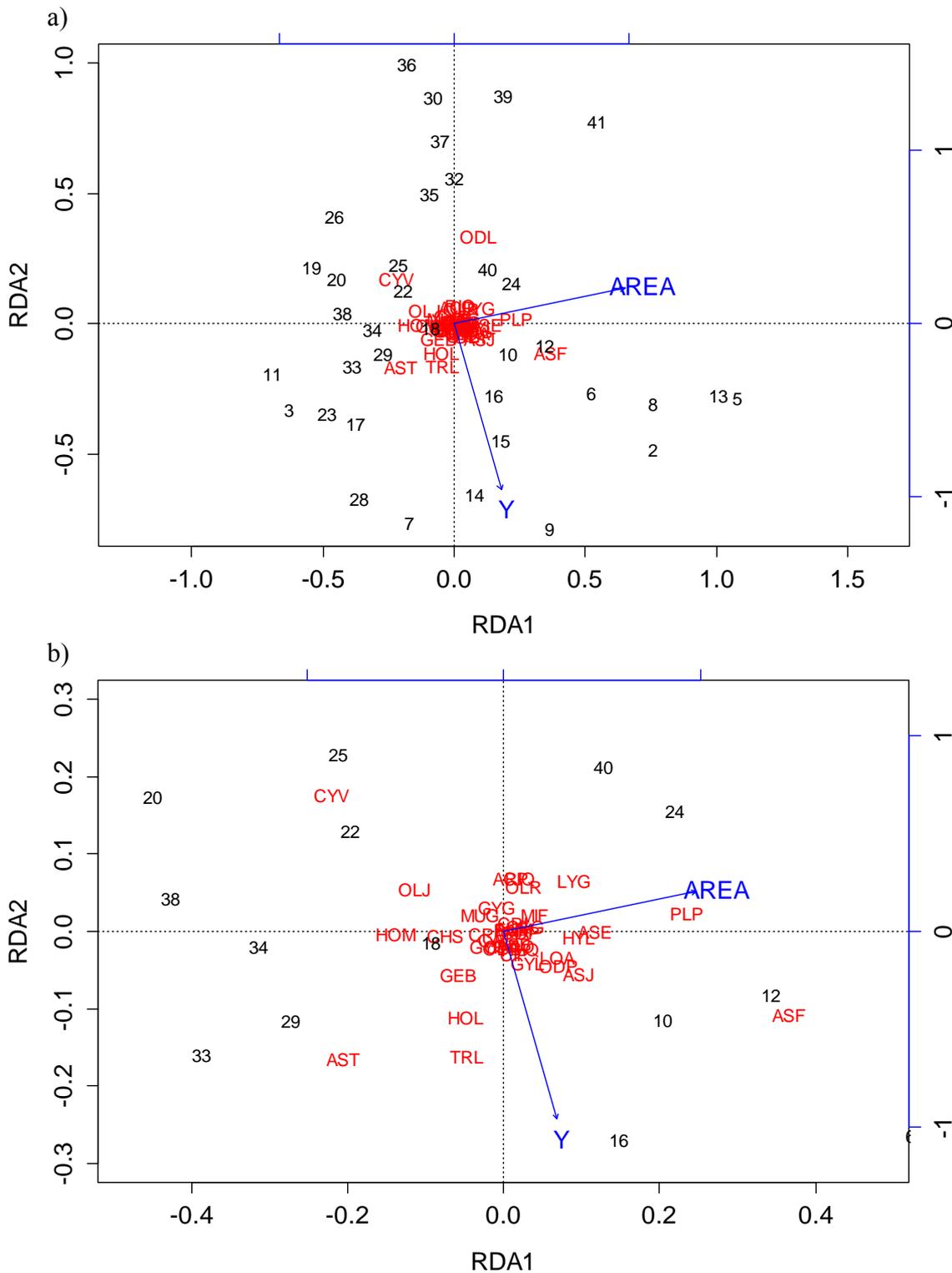


Fig. 8 Análise de Redundância (RDA) realizada entre as assembleias de peixes capturadas com rede de espera e as variáveis Área e Y (Coordenata UTM). Eixo 1 explica 60% e eixo 2 explica 40% da variação nos dados. A identificação das lagoas (números) está na Fig.1 e a identificação das espécies (siglas em vermelho) estão na Tabela 3. a) Tri-plot da RDA. b) Menor escala de observação das correlações dos eixos com as espécies.

Para melhor entender o efeito das variáveis de uso e cobertura, nós particionamos a variação na composição da assembleia de rede de arrasto entre as variáveis estruturais (D_MAR, CP e CE) e de uso e cobertura (%Floresta e %Conexões) selecionadas pelo procedimento *foward*. Nós identificamos que as variáveis estruturais apresentam maior contribuição na variação dos dados, sendo as variáveis de uso e cobertura complementares a essa informação atuando em conjunto sobre a variação na composição das assembleias de peixes de margens rasas (Fig. 11). Na partição da variação, as preditoras estruturais explicaram 13% da variação e as preditoras de uso e cobertura explicaram 7%. A fração de explicação compartilhada ([b]) entre elas apresentou 6% da variação total, enquanto que a fração de explicação exclusiva das variáveis estruturais ([a]) foi de 8% e das variáveis de composição ([c]) foi de 2% (Tabela 7; Fig. 9).

Tabela 7 Resultados da análise de redundância (RDA) e RDA parcial para a composição de peixes de margens rasas e as métricas de paisagem. X representa as variáveis estruturais e W as variáveis de uso e cobertura. [a] fração de explicação exclusiva das variáveis estruturais, [b] fração de explicação compartilhada entre as variáveis estruturais e de uso e cobertura, [c] fração de explicação exclusiva das variáveis de uso e cobertura, [d] resíduos.

	Df	R ²	R ² _{ajust}	F	P
[a+b+c]	5	0.283	0.154	2.206	0.001
[a+b]=X	3	0.213	0.135	2.711	0.001
[b+c]=W	2	0.131	0.075	2.344	0.006
Fração individual					
[a]	3	0.151	0.079	1.967	0.008
[b]	0	0.062	0.055		
[c]	2	0.069	0.020	1.353	0.163
[d]		0.717	0.845		

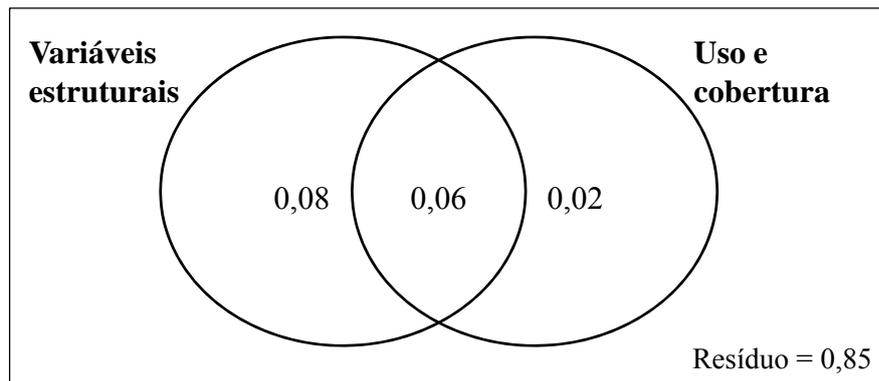
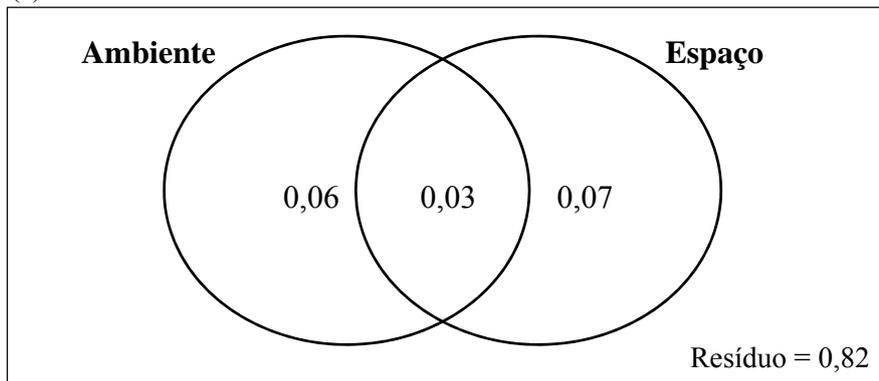


Fig. 9 Diagrama de Venn mostrando a fração de explicação exclusiva e compartilhada das variáveis estruturais e de uso e cobertura na explicação da variação na composição da assembleia de peixes de rede de arrasto.

A partição da variação entre as variáveis que representam a partição de recursos (variáveis ambientais) e as que representam a possibilidade de dispersão (variáveis espaciais) foi realizada para investigar a importância destes processos sobre as assembleias de peixes. Observamos que a partição de explicação é equilibrada para as duas assembleias. Para as assembleias de rede de arrasto, as variáveis ambientais (D_MAR e % Florestas) explicaram 9% da variação e as variáveis espaciais (CP, CE e % Conexão) explicaram 10% (Tabela 8). A fração de explicação exclusiva da variável ambiental [a] e da variável espacial [c] foi similar (Tabela 8; Fig. 10a). Com relação à assembleia de rede de espera, a variável ambiental (Área) explicou 7% e a variável espacial (Y) explicou 4% da variação na assembleia (Tabela 9). As frações de explicação exclusiva da variável ambiental [a] foi maior que a explicação da variável espacial [c] e a fração compartilhada entre as variáveis foi insignificante, apresentando valor negativo [b] (Tabela 9; Fig. 10b). Dessa forma, tanto o ambiente (em escala de paisagem) quanto a possibilidade de dispersão são importantes na organização das assembleias, sugerindo que elas possam ser melhor explicadas pela perspectiva de efeito de massa.

(a)



(b)

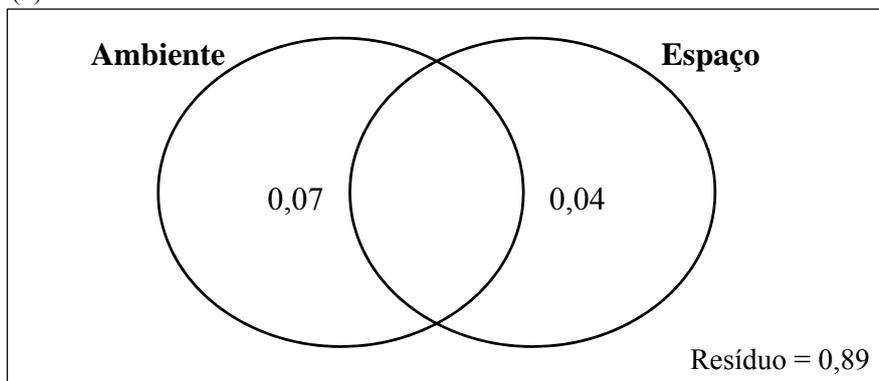


Fig. 10 Diagrama de Venn mostrando a fração de explicação exclusiva e compartilhada das variáveis ambientais e espaciais na explicação da variação na composição da assembleia de peixes rede de arrasto (a) e rede de espera (b).

Tabela 8 Resultados da RDA parcial para a composição de peixes capturados com rede de arrasto e as variáveis de paisagem. X representa as variáveis ambientais e W as variáveis espaciais. [a] fração de explicação exclusiva das variáveis ambientais, [b] fração de explicação compartilhada entre as variáveis, [c] fração de explicação exclusiva das variáveis espaciais, [d] resíduos.

	Df	R ²	R ² _{ajust}	F	P
[a+b+c]	5	0.283	0.154	2.206	0.001
[a+b]=X	2	0.143	0.087	2.581	0.004
[b+c]=W	3	0.180	0.098	2.201	0.001
Fração individual					
[a]	3	0.102	0.056	1.994	0.02
[b]	0		0.031		
[c]	2	0.140	0.067	1.819	0.005
[d]		0.717	0.845		

Tabela 9 Resultados da RDA parcial para a composição de peixes capturados com rede de espera e as variáveis de paisagem. X representa as variáveis ambientais e W as variáveis espaciais. [a] fração de explicação exclusiva das variáveis ambientais, [b] fração de explicação compartilhada entre as variáveis, [c] fração de explicação exclusiva das variáveis espaciais, [d] resíduos.

	Df	R ²	R ² _{ajust}	F	P
[a+b+c]	2	0.166	0.116	3.2923	0.001
[a+b]=X	1	0.098	0.072	3.7152	0.001
[b+c]=W	1	0.069	0.042	2.5155	0.005
Fração individual					
[a]	1	0.097	0.074	3.8576	0.001
[b]	0		-0.002		
[c]	1	0.068	0.044	2.6852	0.003
[d]		0.835	0.884		

Discussão

Nossos resultados mostram que assembleias de peixes que ocupam diferentes habitats em um corpo d'água (zonas profundas e zonas rasas) apresentam diferentes relações com a estrutura da paisagem. Assembleias passíveis de captura com rede de espera, que habitam zonas profundas, apresentaram autocorrelação espacial e ausência de correlação com o uso e cobertura de seu entorno, resultado inverso foi apresentado pela assembleia capturada com rede de arrasto, mostrando as diferentes escalas de respostas dos organismos. Assembleias de rede de espera são caracterizadas por espécies de maior porte, como *Hoplias malabaricus*, *Oligosarcus jenynsii*, *Cyphocharax voga* e também por indivíduos adultos de espécies que ocupam margens rasas e que eventualmente podem ser encontrados em áreas mais profundas, como *Astyanax eigenmaniorum*, *Astyanax fasciatus*, *Geophagus brasiliensis*, e *Gymnogeophagus lacustris*. Geralmente, espécies maiores apresentam maior sucesso na dispersão que indivíduos menores (Miyazono *et al.*, 2010; Hohausová *et al.*, 2010), dessa forma a existência de corredor de habitat aquático parece ser suficiente para possibilitar a dispersão dos indivíduos. Por outro lado, assembleias de margens rasas são caracterizadas por indivíduos de pequeno porte, por exemplo, *Cyanocharax alburnus*, *Cheirodon ibicuiensis* e por indivíduos jovens das espécies maiores como *Mugil* sp. e *Hoplias malabaricus*, que habitam a margem dos corpos d'água e são associados a ambientes mais rasos (Hohausová *et al.*, 2010). Assim, a paisagem do entorno apresenta maior correlação com a composição dessa assembleia. A possível existência de ambientes com condições ambientais favoráveis não necessariamente envolve no estabelecimento de todas as espécies, como num evento aleatório predito pela perspectiva neutra de metacomunidades. Esta diferença na relação espécies-ambiente pode ser atribuída à variação em características funcionais de alguns grupos de espécies (Miyazono *et al.*, 2010). Entre as 10 espécies mais abundantes capturadas com rede de espera, 3 podem ser consideradas predadoras de outros peixes, são elas: *Oligosarcus jenynsii* (Nunes & Hartz, 2006), *Hoplias malabaricus* e *Lycengraulis grossidens*. Já, a assembleia de rede de arrasto não apresenta espécies piscívoras entre as mais abundantes, sendo caracterizada por apresentar espécies onívoras bentófagas e insetívoras (*Cyanocharax alburnus*, *Hyphessobrycon luetkenii*, *Cheirodon ibicuiensis*) e zooplantófoga (*Platanichthys platana*) (Hartz, 1996). Alguns trabalhos mostram que a

presença de peixes piscívoros afeta a estrutura da comunidade, onde espécies presas selecionam habitats que promovem refúgios de predadores (Layma & Winemiller, 2004; Jackson et al., 2001). Isso justificaria a relação entre assembleias de rede de arrasto e a estrutura da paisagem no entorno do corpo d'água. Assim como ocorre em riachos, poderíamos esperar que peixes pequenos prefiram ambientes mais rasos na presença de predadores enquanto peixes maiores não alteram seu padrão de distribuição. Nesse caso, o tamanho do corpo é um determinante importante na interação predador-presa e é utilizado para prever a resposta comportamental à ameaça de predação em sistemas aquáticos (Layman & Winemiller, 2004).

O uso da terra em torno de um corpo hídrico tem influência sobre processos de evapotranspiração, infiltração, transporte e escoamento de sedimentos, sendo um forte preditor da carga de nutrientes totais (Allan, 2004). Estudos que relacionam o uso e cobertura da terra no entorno de corpos d'água com comunidades, geralmente utilizam *buffer* de 100 m (Mikulyuk et al., 2011), assumindo que essa escala representa a influência da matriz da paisagem sobre o corpo d'água. Muitos estudos têm verificado a relação entre tamanho de *buffer* e qualidade da água. Kronvang *et al.* (2005) mostram que o *buffer* de 5-10 m pode significativamente aumentar a retenção de nutrientes; Schnaiberg *et al.* (2002) mostram que a zona de 100 m pode ser um bom preditor; Nielsen *et al.* (2012) encontraram que a escala 200 e 400 m apresentam correlações significativas com qualidade da água em lagos rasos; outros estudos mostram que variáveis limnológicas são melhores do que utilização de variáveis de uso e cobertura (Mikulyuk *et al.*, 2011). Estes resultados diferentes indicam que a importância e significância dos tamanhos de *buffer* podem depender de características específicas locais não incluídas em grandes escalas espaciais (Nielsen *et al.*, 2012). Além disso, diferentes organismos podem ter diferentes percepções sobre a mesma paisagem (Beisner *et al.*, 2006), de modo que é necessário testar diferentes escalas (tamanhos) de *buffer* para escolher aquela que melhor represente a relação da paisagem com o fenômeno ecológico de interesse. Nosso estudo mostrou que apenas as assembleias de peixes capturadas com rede de arrasto apresentaram correlação com os tipos de uso e cobertura no entorno das lagoas, sendo a escala de 250 m a que apresentou maior correlação com a composição. A falta de correlação para as assembleias de margens mais profundas parece consistente, já que não foi observada em qualquer escala de *buffer*. Caso tivéssemos escolhido arbitrariamente somente uma escala, talvez

deixássemos de detectar o efeito e não saberíamos se a ausência de efeito era resultante de efeito de escala de mensuração.

Nosso estudo, mostrou que as variáveis estruturais (CP + CE + D_Mar) apresentam maior fração de explicação sobre a composição de peixes de lagoas costeiras que as variáveis de uso e cobertura (%Floresta + %Conexão) como o esperado. Embora estudos que comparem a importância de variáveis estruturais e de uso e cobertura sobre comunidades de peixes de lagoas sejam inexistentes, investigações com abordagem semelhante sobre outros organismos aquáticos verificaram que as variáveis de uso e cobertura podem fornecer uma informação contextual importante, embora apresentem frações de explicações menores que as variáveis estruturais (Mikulyuk *et al.*, 2010, Kearns *et al.*, 2005).

A análise de regressão múltipla mostrou que as variáveis de conectividade primária (CP), conectividade estuarina (CE), distância do mar (D_Mar), %Floresta e %Conexão explicam 15% da variação nos dados de composição da assembleia capturada com rede de arrasto. Resultado semelhante foi encontrado por Sharma *et al.* (2011) que encontraram 19% de explicação utilizando fatores ambientais e estrutura espacial, e Pérez-Ruzafa *et al.* (2007) que encontraram 22% de explicação utilizando características geomorfológicas para explicar a composição da assembleia de peixes. A planície costeira do Rio Grande do Sul é composta, por matas de restinga e vegetação ciliar (Würdig & Freitas, 2009). A conversão desta vegetação em áreas de uso agropecuário pode alterar a captação e o transporte de sedimentos orgânicos para as lagoas e aumentar a erosão das margens (Tomazelli & Villwock, 1991; Allan, 2004) e assim afetar as comunidades que habitam estes ambientes. As características liminológicas das lagoas costeiras podem depender da idade, distância do mar e da influência de sedimentos de origem eólica ou fluvial (Schwarzbold & Schäfer, 1984; Tomazelli & Villwock; 1991), assim, a posição do corpo d'água na paisagem (D_Mar), bem como seu grau de conectividade com outros corpos d'água (CP) e com o estuário (CE) são importantes na determinação da estrutura da comunidade (Olden *et al.*, 2001). Com relação à assembleia capturada com rede de espera, apenas as variáveis estruturais foram utilizadas e a seleção identificou apenas duas com influência significativa (área e Y), juntas elas explicaram 12% da variação nos dados de composição. A seleção da variável Y (coordenada geográfica UTM) é coerente com estudo de Artioli (2012) que observou uma diferenciação na composição de espécies entre o subsistema ao norte e ao

Sul de Tramandaí. Similar ao estudo de Artioli (2012), encontramos as espécies *Astyanax aff. fasciatus* associada ao subsistema norte e as espécies *Odontesthes ledae* e *Cyphocharax voga* associadas ao subsistema sul. Destas espécies, apenas *Odontesthes ledae* possui um padrão de ocorrência reconhecido no subsistema ao sul da lagoa Tramandaí e, de acordo com a histórico geológico recente do sistema lagunar, sugere-se um evento recente de especiação (Malabarba & Dyer, 2002).

O alto valor dos resíduos nas análises de regressão (Fig. 10) pode ser devido ao fato de não estarmos amostrando variáveis do habitat local, como por exemplo, quantificação da cobertura vegetal na lâmina d'água, tipo de substrato e variáveis limnológicas. A presença de macrófitas aquáticas é considerada importante para muitas espécies de peixes que utilizam estes micro-ambientes como berçários e áreas de alimentação e refúgio de predadores (Cassati et al., 2003; Meschiatti et al., 2000). O tipo de substrato predominante seja areia, silte ou argila, e a presença de troncos ou raízes de árvores podem atrair algumas espécies de peixes que utilizarão estes ambientes para desova ou como áreas de refúgio e/ou forrageio (Jackson et al., 2001). Dessa forma a quantificação destes micro-ambientes possa aumentar a explicabilidade na estruturação das assembleias estudadas, pois a complexidade estrutural do ambiente interage com outras características abióticas e bióticas e contribui para a diversidade da comunidade (Jackson et al., 2001). Quanto as variáveis limnológicas, é bem conhecida a influência que alguns compostos nitrogenados (nitrito e amônia), pH e demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) exercem sobre a ictiofauna reduzindo a diversidade de espécies em maiores concentrações do que as esperadas em ambientes naturais (Bruschi Jr., 1998; Jackson et al., 2001; Pérez-Ruzafa et al., 2007). Geralmente, alterações nas concentrações destes compostos estão relacionados com a poluição oriunda de despejos urbanos e relacionados com a eutrofização de corpos d'água. No entanto, as lagoas do sistema do rio Tramandaí estão expostas a influência de ventos que possui um papel importante na determinação das condições limnológicas das lagoas. Por serem corpos d'água relativamente rasos, a ação do vento promove a circulação das águas que gera a ressuspensão de sedimentos, homogeneização da temperatura e oxigenação das camadas de água mais profundas (Schwarzbald & Schäfer, 1984; Schäfer, 1988). Essa característica regional parece atenuar os efeitos nocivos da eutrofização artificial em relação à dinâmica do oxigênio (Bruschi Jr., 1998).

Além dos fatores abióticos mencionados, alguns estudos sugerem que os processos de colonização e extinção prevalecem em sistemas aquáticos, por isso as relações entre estrutura da assembleia de peixes e características do hábitat podem ser mascaradas (Olden *et al.*, 2001, Miyazono *et al.*, 2010). Isso também poderia justificar o baixo valor de explicação das variáveis sobre a variação nas assembleias. A baixa relação pode resultar da dependência entre estrutura da comunidade de peixes e taxas de imigração diferentes entre espécies (Olden *et al.*, 2001). Condições ambientais podem não ser ótimas para muitas espécies na comunidade, mas a alta conectividade entre lagoas pode facilitar a persistência de populações nessas condições adversas. As espécies *Platanictis platana* e *Astyanax* sp. são sensíveis a alterações limnológicas provocadas por despejos urbanos (Bruschi Jr., 1998), a presença destas espécies na lagoa Marcelino, lagoa altamente impactada por despejos oriundos da região de Osório (Pedrozo & Rocha, 2007), pode estar relacionada com sua conectividade com a lagoa Peixoto. Nesta situação, a lagoa Marcelino poderia estar atuando como “receptora” de indivíduos dispersantes vindos de populações da lagoa Peixoto. Da mesma forma, a presença de espécies marinhas, como *Micropogonias furnieri* e *Elops saurus*, nas lagoas Tramandaí e Custódias seja devida a proximidade destas lagoas com o mar, o que faz com que elas também estejam funcionando como “receptoras” de indivíduos. Dessa forma, as populações de certas espécies da comunidade poderiam estar sendo mantidas em longo prazo devido a uma contribuição forte da imigração a partir de outras lagoas (em relação à reprodução autóctone).

Nós utilizamos os paradigmas de metacomunidades para verificar os padrões e possíveis processos que levam à organização das assembleias de peixes em lagoas costeiras. Nós inferimos os efeitos dos padrões com base na proposta de Winegardner *et al.* (2012), onde os paradigmas não são mutuamente exclusivos e a interpretação é realizada com base na importância de fatores ambientais e principalmente sobre possibilidade de dispersão. Nós então dividimos as variáveis de paisagem entre aquelas que podem estar relacionadas com a partição de recursos e heterogeneidade da paisagem (variáveis ambientais) e entre aquelas relacionadas com a possibilidade de dispersão (variáveis espaciais). Para a assembleia capturada com rede de arrasto, a RDA parcial mostrou uma partição de explicação equilibrada entre as variáveis ambientais (D_MAR, % Florestas) e variáveis espaciais (CP, CE, % Conexões) (Fig. 12), já para a assembleia capturada com rede de espera, a fração ambiental (ÁREA) foi maior do que

a fração espacial (Y). Em ambas as assembleias, tanto o ambiente como a dispersão dos indivíduos são importantes e o efeito de massa seria o mecanismo que estaria determinando estas metacomunidades. Dentro destas perspectivas, as lagoas teriam condições ambientais diferentes e seriam suficientemente conectadas pela dispersão dos organismos podendo resultar numa relação de *source-sink* entre populações de diferentes lagoas, essas populações podem ainda ser fortemente influenciadas por relações entre condições locais e estrutura da comunidade (Leibold *et al.*, 2004). Dentro do sistema hidrográfico do rio Tramandaí várias lagoas podem atuar como “source” de algumas populações e “sink” de outras. Por exemplo, a lagoa Tramandaí, onde está localizado o estuário, poderia ser “source” de algumas populações de espécies estuarinas como *Atherinella brasiliensis*, *Lycengraulis grossidens* e ao mesmo tempo pode ser “sink” de espécies primárias de água doce como *Hyphessobrycon luetkenii*, *Astyana eigenmaniorum* e até mesmo de espécies marinhas como *Micropogonias furnieri* e *Elops saurus*. Nesta situação, talvez fosse mais apropriado utilizar o paradigma de seleção de espécies onde existe um gradiente ambiental (salinidade) que funcionaria como um filtro ambiental selecionando as espécies com capacidade de persistir localmente. Neste contexto, a composição da metacomunidade seria determinada por um *trade-off* entre espécies com capacidade de se adaptar a diferentes ambientes e entre aquelas com maior capacidade de dispersão (Leibold *et al.*, 2004). Diante da possibilidade dessas diferentes perspectivas, há uma dificuldade de interpretação em relação aos modelos teóricos de metacomunidades (ver p. 9 e 10), sugerindo que mais de um deles possa ser aplicável dependendo de como a metacomunidade é definida. Esse parece ser um dilema comum, uma vez que Logue *et al.* (2011) analisando 74 trabalhos com metacomunidades, identificaram que em 30 estudos a composição da metacomunidade foi descrita por dois ou mais paradigmas, destacando que as comunidades locais são estruturadas por uma combinação de processos que podem ser atribuídos a diferentes paradigmas. A análise de regressão para ambas as assembleias (Fig. 7 e 8) mostra que há um grande agrupamento das espécies no centro dos eixos de ordenação sugerindo que as elas possam ocorrer em um grande número de lagoas e que a persistência delas no sistema hidrográfico do rio Tramandaí seja mantida por relações de souce-sink entre os corpos d’água, visto que eles possuem condições ambientais heterogêneas e grande conectividade, assim estas assembleias estariam sujeitas a um maior efeito do modelo efeito de massa. Neste

trabalho utilizamos uma abordagem diferente procurando entender como o ambiente externo ao corpo d'água influencia na estruturação da metacomunidade e contribuimos para o entendimento da influência da paisagem sobre assembleias de peixes em lagoas costeiras.

Referências

- Adriaensen, F., Chardon J. P., DeBlust G., Swinnen E., Villalba S., Gulinck H. & Matthysen E. (2003) The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, **64**, 233-247.
- Allan J.D (2004) Landscape and Riverscape: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annu.Ver.Ecol.Evol.Syst.*, **35**, 257-284.
- Artioli L.G.S. (2012) As assembleias de peixes da zona litoral de lagoas costeiras subtropicais do sistema do rio Tramandaí/RS: Aspectos amostrais, variações espaciais e temporais de descritores ecológicos e suas relações com a variabilidade ambiental. Porto Alegre. UFRGS, Tese (Doutorado em Biologia Animal). p 90.
- Beisner, B. E., Peres-Neto, P. R., Lindström, E. S., Barnett, A. & Longhi, M. L. (2006) The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bactéria to fish. *Ecology*, **87**, 2985-2991.
- Borcard, Daniel; François Gillet & Pierre Legendre (2011) *Numerical Ecology with R*. Springer, New York, 306 pp.
- Bruschi Jr. W. (1998) Influência de despejos urbanos sobre a ictiofauna das lagoas costeiras MARcelino e Peixoto, Osório, RS, Brasil. São Carlos. UFSCar, Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). p 114.
- Casatti L., Mendes H.F. & Ferreira K.M. (2003) Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.*, **63** (2), 213-222.
- Condit, R., N. Pitman, E.G. Leigh Jr., J. Chave, J. Terborgh, R.B. Foster, P. Núñez V., S. Aguiar, R. Valencia, G. Villa, H.C. Muller-Landau, E. Losos & S.P. Hubbell, 2002. Beta-Diversity in Tropical Forest Trees. *Science* 295: 666-669.
- Cottenie, K., Michels, E., Nuytten, N. & Meester, L. (2003) Zoopnakton metacommunity structure: regional vs. local processes in highly interconnected ponds. *Ecology*, **84**, 991–1000.

- Dillenburg, S. R., Tomazelli, L. J., Martins, L. R. & Barboza, E. G. (2005) Modificações de longo período da linha de costa das barreiras costeiras do Rio Grande do Sul. *Gravel*, **3**, 9-14.
- Dray, S., Legendre P. & Blanchet G. (2011). Packfor: Forward Selection with permutation (Canoco p.46). R package version 0.0-8/r100. <http://R-Forge.R-project.org/projects/sedar/>
- Eastman, J. R., 2006. *IDRISI Andes, Guide to GIS and Image Processing*, Clark University, p 328.
- ESRI (2008). ArcGIS Desktop 9.3. New York, USA.
- Erős T., Sály P., Takács P., Specziár A. & Biró P. (2012) Temporal variability in the spatial and environmental determinants of functional metacommunity organization – stream fish in a human-modified landscape. *Freshwater Biology*, **57**, 1914–1928.
- Fahrig L. (2005) *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*, Cambridge.
- Falke J.A. & Fausch K.D. (2010) From Metapopulations to Metacommunities: Linking Theory with Empirical Observations of the Spatial Population Dynamics of Stream Fishes. *American Fisheries Society Symposium*, **73**, 207–233.
- Farina A. (1998) *Principles and methods in landscape ecology*. Londres: Chapman & Hall, 235 pp.
- Fernandes R., Gomes L.C., Pelicice F.M. & Agostinho A.A. (2009) Temporal organization of fish assemblages in floodplain lagoons: the role of hydrological connectivity. *Environ Biol Fish*, **85**, 99–108.
- Fialho C. B., 1998 Estudo da ictiofauna da lagoa das Custódias, Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil. São Carlos. UFSCar, Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). p 206.
- Guimarães T.F.R., 2009. Conectividade e padrões de riqueza e diversidade de espécies de peixes nas lagoas do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. Porto Alegre. UFRGS, Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação. p 36.

- Hartz S.M. (1996) Alimentação e estrutura da comunidade de peixes da lagoa Caconde, litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. São Carlos. UFSCar, Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). p 280.
- Hasenack H.; Weber E. (2010). Base cartográfica vetorial contínua do Rio Grande do Sul - escala 1:50.000. Porto Alegre, UFRGS-IB-Centro de Ecologia. 2010. 1 DVD-ROM (Série Geoprocessamento, 3).
- Hohausová E., Lavoy R.J. & Allen M.S. (2010) Fish dispersal in a seasonal wetland: influence of anthropogenic structures. *Marine and Freshwater Research*, **61**, 682–694.
- Hubbell S.P. (2005) Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. *Functional Ecology*, **19**, 166–172.
- Hui F., Xu B., Huang H., Yu Q. & Gongo P. (2008) Modelling spatial-temporal change of Poyang Lake using multitemporal Landsat imagery. *International Journal of Remote Sensing*, **29**, 5767-5784.
- IBGE (1992) Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Rio de Janeiro, Série Manuais Técnicos em Geociências, 1.
- ITT VIS. (2009) ENVI 4.7-The Environment for Visualizing Images. Boulder, Colorado, USA: ITT Visual Information Solutions.
- Jackson D.A., Peres-Neto P.R. & Olden J.D. (2001) What controls Who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **58**, 157-170.
- Kallimanis A.S., Mazaris A.D., Tzanopoulos J., Halley J.M., Pantis J.D. & Sgardelis S.P. (2008) How does hábitat diversity affect the species–area relationship? *Global Ecology and Biogeography*, **17**, 532–538.
- Kearns F.R., Maggi Kelly N., Carter J.L. & Resh V.H. (2005) A method for the use of landscape metrics in freshwater research and management. *Landscape Ecology*, **20**, 113–125.
- Kronvang, B., M. Bechmann, H. Lundekvam, H. Behrendt, G. H. Rubæk, O. F. Schoumans, N. Syversen, H. E. Andersen, and C. C. Hoffmann. (2005)

- Phosphorus losses from agricultural areas in river basins. *Journal of Environmental Quality*, **34**, 2129–2144.
- Layman C.A. & Winemiller K.O. (2004) Size-based responses of prey to piscivore exclusion in a species-rich neotropical river. *Ecology*, **85**, 1311-1320.
- Legendre, Pierre & Louis Legendre (2012). *Numerical Ecology*. Third English edition. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands 990 pp.
- Leibold M.A., Holyoak M., Mouquet N., Amarasekare P., Chase J.M., Hoopes M.F., Holt R. D., Shurin J. B., Law R., Tilman D., Loreau M. & Gonzalez A. (2004) The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecol. Lett.*, **7**, 601–613.
- Logue J.B., Mouquet N., Peter H., Hillebrand H., Declerck P., Flohre A., Gantner S., Gülzow N., Hörtnagl P, Meier S. & Pecceu B. (2011) Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. *Trends in Ecology and Evolution*, **26**, 482-491.
- Magnuson, J.J., Tonn W.M., Banerjee A., Toivonen J., Sanchez O. & Rask M. (1998) Isolation vs extinction in the assembly of fishes in small northern lakes. *Ecology*, **79**, 2941-2956.
- Malabarba L.R. & Dyer B.S. (2002) Description of three new species of the genus *Odontesthes* from the rio Tramandaí drainage, Brazil (Atheriniformes: Atherinopsidae). *Ichthyol. Explor. Freshwaters*, **13**, 257-272.
- Meneses & Almeida (2012) *Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto*. Universidade de Brasília, Brasília, 266pp.
- Meschiatti A.J., Arcifa M.S. & Fenerich-Verani N. (2000) Fish communities associated with macrophytes in Brazilian floodplain lakes. *Environmental Biology of Fishes*, **58**, 133-143.
- Mikulyuk A., Sharma S., Egeren S.V., Erdmann E., Nault M.E. & Hauxwell J. (2011) The relative role of environmental, spatial, and land-use patterns in explaining aquatic macrophyte community composition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **68**, 1778–1789.

- Miyazono S., Aycock, J.N., Miranda, L.E. & Tietjen, T.E. (2010) Assemblage patterns of fish functional groups relative to hábitat connectivity and conditions in floodplain lakes. *Ecology of Freshwater Fish*, **19**, 578–585.
- Mouillot D. (2007) Niche-assembly vs. dispersal-assembly rules in coastal fish metacommunities: implications for management of biodiversity in brackish lagoons. *Journal of Applied Ecology*, **44**, 760–767.
- Nielsen A., Trolle D., Sondergaard M., Lauridsen T.L, Bjerring R., Olesen J.E. & Jeppesen E. (2012) Watershed land use effects on lake water quality in Denmark. *Ecological Applications*, **22**, 1187–1200.
- Nunes D.M. & Hartz S.M. (2006) Feeding Dynamics and Ecomorphology of *Oligosarcus jenynsii* (Gunther, 1984) and *Oligosarcus robustus* (Menezes, 1969) in the Lagoa Fortaleza, Sounthern Brazil. *Braz. J. Biol.*, **66** (1a), 121-132.
- Olden, J.D., Jackson, D.A., & Peres-Neto, P.R. (2001) Spatial isolation and fish communities in drainage lakes. *Oecology*, **127**, 572-585.
- Oliveira E.F. & Goulart E. (2000) Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. *Acta Scientiarum*, **22**, 445-453.
- Peres-Neto, P. R., Legendre, P., Dray, S. and Borcard, D. (2006) Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology*, **87**, 2614–2625.
- Pérez-Ruzafa, A., & Mompeán, M.C. (2007) Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. *Hydrobiologia*, **577**, 107-125.
- Pedrozo C.S & Rocha O. (2007) Environmental Quality Evaluation of Lakes in the Rio Grande do Sul Coastal Plain. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, **50**, 673-685.
- Pillar V.D. (2011) MULTIV: Multivariate exploratory analysis, randomization testing and bootstrap resampling. User's guide ver. 2.7.7. Depto de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre, Brazil. Disponível em <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br>
- R Development Core Team , 2011. R: A language and environment for statistical computing., Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org/>

- Reis R.E.; Lucena Z.M.S., Lucena C.A.S. & Malabarba L.R. (2003). Peixes. In: *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul* (Eds C.S. Fontana, G.A. Bencke & R.E. Reis), pp.117-146. Porto Alegre. EDIPUCRS.
- Ricklefs R.E. (2008) Disintegration of the Ecological Community. *The american Naturalist*, **172**, 741-750.
- Schäfer A. (1985) *Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais*. Porto Alegre. Ed da Universidade, UFRGS. 532pp.
- Schnaiberg J., Riera J., Turner M.G. & Voss P.R. (2002) Explaining Human Settlement Patterns in a Recreational Lake District: Vilas county, Wisconsin, USA. *Environmental Management*, **30**, 24-34.
- Schwarzbold A. & Schäfer A. (1984) Gênese e Morfologia das Lagos Costeiras do Rio Grande do Sul – Brasil. *Amazoniana*, **9**, 87-104.
- Sharma S., Legendre P., Cáceres M. De & Boisclair D. (2011) The role of environmental and spatial processes in structuring native and non-native fish communities across thousands of lakes. *Ecography*, **34**, 762-771.
- Shurin J. B., Cottenie K. & Hillebrand H. (2009) Spatial autocorrelation and dispersal limitation in freshwater organisms. *Oecologia*, **159**, 151–159.
- Tomazelli, L.J. & Willcock, J.A. (1991), Geologia do sistema lagunar holocênico do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas*, **18**, 13-24.
- Tonn M.W. & Magnuson J.J. (1982) Patterns in the Species Composition and Richness of Fish Assemblages in Northern Wisconsin Lakes. *Ecology*, **63**, 1149-1166.
- Turner M.G., Gardner R.H. & O'Neill R.V. (2001) *Landascape ecology in theory and practice*. Springer-Verlag. New York.
- Winegardner A.K., Jones B.K., Ng I.S.Y., Siqueira T. & Cottenie K. (2012) The terminology of metacommunity ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, **27**, 253-254.
- Würdig N.L. (1987) Alguns aspectos físicos e químicos do sistema lagunar de Tramandaí, RS. *Pesquisas*, **20**, 49-74.
- Würdig N.L. & Freitas S.M.F. (2009) *Ecossistemas e biodiversidade do Litoral Norte do RS*. Editora Nova Prata, Porto Alegre.

Zar J.H. (2010) *Biostatistical Analysis*. Fifth Edition. Pearson Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 960 pp.

ARTIGO 2

INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS DE PAISAGEM SOBRE A RIQUEZA E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES DE PEIXES EM LAGOAS COSTEIRAS NO SUL DO BRASIL¹

Introdução

Riqueza de espécies é uma forma simples de descrever a comunidade e a diversidade regional (Gotelli & Colwell, 2001), sendo a base de muitos modelos teóricos de estrutura de comunidades como a Biogeografia de Ilhas (MacArthur & Wilson 1967) e abordagem de nicho (Keddy 1992). A teoria de Biogeografia de Ilhas postula que a riqueza de espécies é o resultado de um equilíbrio dinâmico entre imigração de espécies e sua extinção. A teoria prediz que a riqueza tende a ser maior em habitats grandes e contínuos (“continentes”) e diminui com o aumento do isolamento devido à diminuição de taxas de imigração (MacArthur & Wilson 1967). Já, a abordagem da teoria de nicho prediz que a riqueza de espécies é uma consequência de processos fisiológicos e interações biológicas, onde as características de habitat local podem determinar padrões de diversidade da comunidade. Neste caso, a adequabilidade do habitat é o fator chave formador da estrutura da comunidade, em outras palavras, a teoria prediz que a diversidade de espécies reflete as respostas dos indivíduos e, dessa forma, é dependente das condições ambientais (Drakou et al., 2009). Assim, a teoria de nicho pode assumir uma correlação entre área e diferentes habitats, onde o aumento no tamanho da mancha pode adicionar novos habitats e assim possibilitar a coexistência de novas espécies (Gilbert & Lechowicz, 2009).

Dada a natureza insular de lagoas, o seu isolamento, bem como sua área e diversidade interna de habitats podem ter importantes efeitos sobre a diversidade, composição e riqueza de assembleias de peixes (Tonn & Magnuson, 1982). A aplicação da teoria de Biogeografia de Ilhas em sistemas aquáticos poderia prever maior riqueza de espécies em lagoas grandes, profundas e menos isoladas. Em comunidades de peixes, a relação entre riqueza de espécies e área é confirmada em muitos estudos (Tonn & Magnuson, 1982; Jackson & Harvey, 1989; Drakou et al., 2009; Kruk et al., 2009). No entanto, em pequenos lagos temperados e sem superfície de conexão com outros corpos d’água, diferentes fatores, como produtividade e turbidez da água, podem explicar seu alto número de espécies de peixes (Scheffer et al., 2006), sustentando a abordagem de

¹Artigo a ser submetido a revista Hydrobiologia.

nicho. Os movimentos de indivíduos entre manchas ou habitats insulares também contribuem para a riqueza de espécies. Assim, ambientes com características similares podem conter faunas dissimilares devido às diferentes habilidades de dispersão de cada espécie (Olden et al., 2001).

Em sistemas de lagoas costeiras, o tamanho do corpo d'água pode variar de centenas de metros quadrados a extensivas áreas (4,45 ha à 12421,6 ha no sistema hidrográfico do rio Tramandaí, por exemplo), onde a influência da salinidade vai depender do fluxo de águas continentais e da conexão com o mar, podendo ser variável até mesmo dentro de cada lagoa (Schwarzbald & Schäfer, 1984; Pérez-Ruzafa et al., 2007). Como resultado, a diversidade de peixes pode ser constituída, além das espécies de água doce, por espécies marinhas e estuarinas (Mouillot, 2007), onde as espécies diádromas como as tainhas (*Mugil liza*) e bagres (*Genidens* sp.) necessitam da água doce para completarem seu ciclo de vida (Malabarba, 1996).

Ambientes de lagoas costeiras são particularmente sensíveis aos efeitos da expansão urbana e de alterações na paisagem, pois eles recebem e transportam água e material de toda bacia hidrográfica (Kearns et al. 2005). Em sistemas lacustres formados por corpos d'água e suas interconexões, a conectividade pode ser tanto aumentada como reduzida pela ação humana. As lavouras de arroz, por exemplo, diminuem a conectividade ao colocar taipas em canais inter-lagunares ou até mesmo aumentam a conectividade através da abertura de canais entre lagoas. Essa alteração da paisagem pode potencializar a dispersão de peixes aumentando a similaridade na composição de espécies entre lagoas, diminuindo a diversidade beta (Hohausová et al., 2012).

A utilização de métricas de paisagem auxilia na identificação da heterogeneidade espacial de uma dada paisagem e possibilita a observação de diferentes padrões de composição da paisagem (Kearns et al. 2005). Variáveis como área, forma e medidas de isolamento podem ser obtidas com facilidade e possibilitam uma melhor interpretação sobre os efeitos de alterações na paisagem em relação a um determinado local de amostragem de qualidade da água (Kearns et al. 2005).

Assim, o objetivo deste trabalho é identificar qual a relação de variáveis de paisagem com a riqueza e diversidade de espécies de peixes em lagoas costeiras identificando qual modelo ecológico melhor explica esta relação. Através deste conhecimento pretendemos responder as seguintes perguntas: A riqueza de espécies de

peixes em lagoas costeiras no Sul do Brasil pode ser predita pelos modelos teóricos de Biogeografia de Ilhas, onde a área e o isolamento são os principais fatores que determinam a presença das espécies? A diversidade beta dentro e entre lagoas responde de forma equivalente às variáveis de paisagem? Este estudo avalia a hipótese de que o aumento da área e o menor isolamento das lagoas costeiras sejam importantes para prever a riqueza de espécies (Tonn & Magnuson, 1982). Também avaliamos a expectativa de que a facilitação da dispersão (inferida com base na conectividade das lagoas) pode aumentar a similaridade entre as localidades, reduzindo a diversidade beta entre lagoas, e podendo também resultar numa maior riqueza e diversidade beta dentro das lagoas (Shurin et al., 2009).

Métodos

Área de estudo

A região de estudo localiza-se no litoral norte do Rio Grande do Sul, abrangendo uma área de 2700 km². Está inserida no sistema do rio Tramandaí (entre as coordenadas geográficas de 29°37' a 30°30' de latitude Sul e 49°74' a 50°24' de longitude Oeste), possuindo 41 lagoas com diferentes graus de interconexão e comunicando-se com o mar unicamente através do estuário de Tramandaí (Fig. 1).

A planície costeira do litoral norte do Rio Grande do Sul possui idade geológica recente. Sua formação iniciou no Holoceno com a deposição de sedimentos oriundos das transgressões e regressões marinhas que originaram barreiras isolando porções de água (Schwarzbold & Schäfer, 1984). O litoral norte apresenta dois tipos de barreiras que coexistiram temporalmente e a transição entre elas se dá na região de Tramandaí, onde na face Norte ocorre a barreira regressiva (5-6 mil anos atrás, ka, que aparentemente perdura até hoje) e na fase Sul, ocorreram as barreiras transgressivas, formadas pela migração de barreiras pré-existentes por volta de 5,7 ka (Dillenburg et al., 2005). Estes processos de erosão e de deposição juntamente com a ação eólica isolaram e moldaram corpos d'água que formam as lagoas e lagunas costeiras (Schäfer, 1985). O subsistema ao norte da lagoa Tramandaí drena as águas das escarpas da Serra Geral, o volume de água que escoar impede que os efeitos da maré sejam sentidos, através do refluxo de água que atinge pequenos trechos do delta do Rio Tramandaí, não atingindo nenhuma lagoa a montante. Já, o subsistema ao sul de Tramandaí, estando sempre aberto, sofre os efeitos das marés tendo algumas lagoas com características estuarinas, apresentando o trecho a montante fechado durante alguns meses do ano e aberto nos demais (Schwarzbold & Schäfer, 1984). Com base na classificação descrita pela resolução CONAMA 20/86, nenhuma lagoa do sistema Tramandaí pode ser classificada como salina (salinidade > 30,0‰), sendo que águas salobras (salinidade entre 0,5 e 30,0‰) são encontradas apenas nas lagoas Tramandaí, Custódias e Gentil (Würdig, 1987).

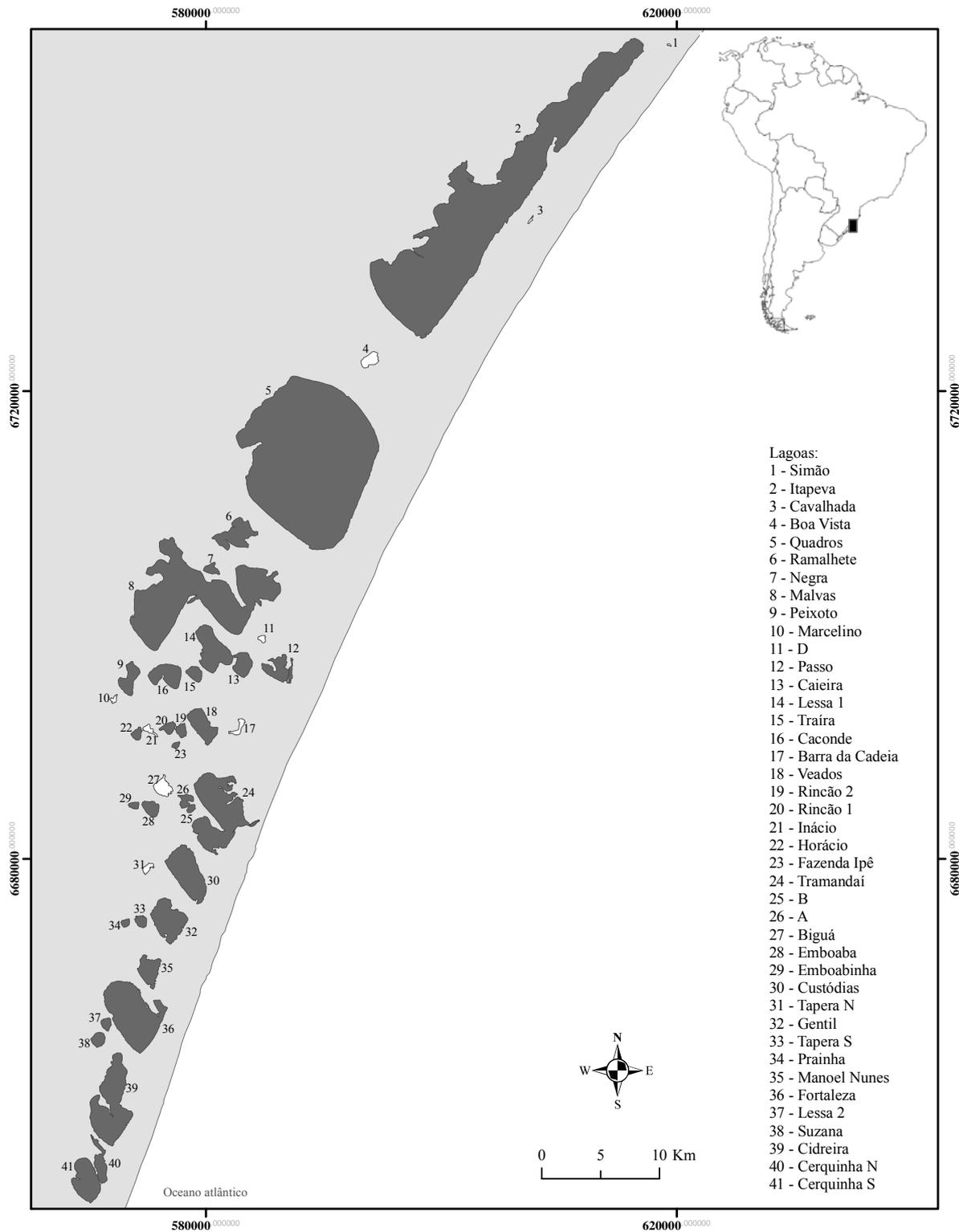


Fig. 1 Localização do sistema lagunar da bacia do rio Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil. Lagoas consideradas neste estudo são apresentadas na cor cinza escura.

Dados de ictiofauna

Dados de ictiofauna foram obtidos em 32 lagoas através de duas metodologias: rede de arrasto manual e rede de espera. A rede de arrasto (10m de comprimento e 1,5m de altura, malha 15 mm) foi utilizada em margens rasas e abertas (com pouca ou nenhuma vegetação) com um esforço amostral de 3 arrastos por ponto. Os animais capturados foram fixados em formol 10%, precedido de anestesia com eugenol. Depois de triados, os espécimes foram armazenados em álcool 70%. Materiais testemunhos das espécies serão depositados na coleção de peixes do Departamento de Zoologia (UFRGS). A rede de espera (malhas entre nós de 15, 20, 25, 30, 35 e 40mm, 20m de comprimento e 1,5m de altura em cada malha) foi utilizada em margens mais profundas e vegetadas, em cada amostragem foram colocadas duas baterias de rede com um esforço amostral de aproximadamente 24hs/rede. Sempre que possível, as baterias eram dispostas em ambientes diferentes, geralmente com presença de junco (*Schoenoplectus californicus*) e com macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichornia azurea*, *Eichornia crassipes*) a fim de capturar a maior diversidade de espécies. Os animais capturados foram fixados em gelo para posterior identificação em laboratório. As amostragens foram realizadas em 22 expedições, entre abril de 2009 e setembro de 2012. Sempre que possível, os corpos d'água foram amostrados em dois períodos sazonais: períodos quentes compreendidos entre os meses de outubro a abril e períodos frios, entre maio e setembro.

Variáveis de paisagem

As variáveis de paisagem foram obtidas por geoprocessamento através de dois métodos. No primeiro, foram utilizadas imagens do satélite Spot, ano base 2008, e imagem do Google Earth Pró obtida em 25/02/2004 com resolução espacial de 10m (Google Earth Pró Site: <http://earth.google.com>; acessado em 07/05/2012). A partir do mapeamento dos corpos d'água, as variáveis área, forma, distância do mar, conectividade primária e conectividade estuarina foram obtidas (Tabela 1). No segundo método, foi obtido o coeficiente de variação da área das lagoas (Tabela 1) através da comparação de imagens landsat-TM 5 obtidas entre os anos de 1985 a 2009 (obtidas por

download no site do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais-Inpe, <http://www.inpe.br/>). As lagoas variam em área conforme a quantidade de água no sistema lagunar aumenta e/ou em relação à vazão pelo canal de ligação com o oceano em Imbé (Fig. 1).

Tabela 1 Descrição das variáveis de paisagem obtidas através de geoprocessamento.

Índice	Equação	Descrição
Área		Calculada em hectares.
Forma	$Forma = (0.282 \times Perímetro) / \sqrt{área}$	Relação perímetro/área corrigida. Varia de 1, um círculo perfeito, ao infinito para uma forma longa e estreita (Farina, 1998).
Distância do Mar (DM)		Menor distância linear entre cada lagoa e a linha da costa. Calculada em metros.
Conectividade Estuarina (CE)	$CE = 1/\log(DC)$	Medida de conectividade funcional baseada na distância de custo de cada lagoa até o estuário, considerando os atritos das conexões (Adriaensen et al., 2003).
Conectividade Primária (CP)	$CP_i = \sum [(PR)]^* [\log(\text{menor dc sistema} / \log_{10}(dc_{ij}))]$	Está relacionada ao potencial de recolonização (PR) e à distância de custo (Adriaensen et al., 2003), levando em conta o tipo de conexão, a área das lagoas, a extensão e o número de conexões de cada uma. Este índice mostra o grau de conexão de cada lagoa com as demais lagoas de seu entorno.
	$PR = \log AREA_j / \log (\text{maior lagoa do sistema})$	PR assume que a maior lagoa é também o maior reservatório do pool de espécies do sistema e portanto, quanto maior a lagoa, maior a sua contribuição potencial para recolonização de lagoas vizinhas (Tonn & Magnuson, 1982).
Coeficiente de variação da área (CVA)	$CVA_i = \text{desvio padrão}_{(i)} * 100 / \text{média}_{(i)}$	Desvio padrão e média da variação da área da lagoa i obtida por comparação de imagens landsat-TM.

Análise dos dados

A suficiência amostral das coletas de ictiofauna foi avaliada com base em limites de confiança determinados por 1000 iterações de autoreamostragem (“*bootstrap*”), considerando a probabilidade α de 0,05 (Pillar, 2004). Nesta metodologia, o intervalo de confiança para uma série de amostras “*bootstrap*” permite examinar a amplitude entre os limites superiores e inferiores das médias de presença das espécies (Pillar, 2004). Em

seguida, a diversidade de espécies de peixes foi particionada dentro de três componentes (Flach, 2009):

- Diversidade alfa: riqueza de espécies de cada lagoa (soma do número de espécies capturadas em cada metodologia); Para verificar se a riqueza de espécies aumenta com o número de indivíduos capturados, nós realizamos uma regressão linear entre riqueza e número total de indivíduos capturados por lagoa. Como esta relação não foi significativa ($R^2= 0,067$; $F = 2,16$; $P = 0.15$), nós consideramos a riqueza (número de espécies por lagoa) como a diversidade alfa.

- Diversidade beta dentro da lagoa: variação na composição de espécies (presença/ausência) entre ambientes amostrados dentro de cada lagoa (entre diferentes métodos de captura); a diversidade beta para cada lagoa foi obtida através da função *betadiver* do pacote *Vegan* (Oksanen *et al.*, 2011), utilizando o índice de *Wittaker*.

- Diversidade beta 2: variação na composição de espécies entre grupos de lagoas com características de paisagem semelhantes. A diversidade beta foi obtida através de um teste de homogeneidade da dispersão multivariada (Anderson *et al.*, 2006) obtido através da função *betadisper* do pacote *Vegan* (Oksanen *et al.*, 2011). Para isso, calculou-se a semelhança nos dados de composição de espécies (presença/ausência) com base no índice de *Jaccard* e realizou-se um teste de permutação (999 permutações) utilizando grupos de lagoas com características de paisagem semelhante. Nesta função do pacote *Vegan*, o índice de *Jaccard* sofre algumas alterações e é computado como um índice de dissimilaridade. A diversidade beta do grupo é dada pelas diferenças entre as distâncias de pontos individuais (lagoas) ao centróide de seu grupo em todo o espaço tridimensional calculado em uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) (Anderson *et al.*, 2006). Antes calcular a diversidade beta para os grupos de lagoas, calculou-se a diversidade para cada arte de pesca empregada utilizando a mesma metodologia. Não existindo diferença significativa entre a diversidade de espécies de cada método de coleta, as presenças de espécies obtidas em cada arte de pesca foram agrupadas.

Para identificar grupos de lagoas com características semelhantes foi realizada uma análise de agrupamento (*Cluster analysis*) com uma matriz de correlação utilizando o algoritmo de ligação por média ponderada (WPGMA). A nitidez dos grupos formados foi avaliada pelo método de reamostragem de *bootstrap* com 1000 permutações,

assumindo que a probabilidade α é 0,1 (Pillar, 1999). Posteriormente, uma análise de componentes principais (PCA) foi realizada para verificar quais variáveis de paisagem caracterizam o máximo possível dessa variação.

Utilizamos o coeficiente de correlação de Pearson para verificar independência entre as variáveis da paisagem (Tabela 2). Como todas variáveis apresentaram correlação inferior a 0,7, todas foram mantidas nas análises subsequentes.

Tabela 2 Correlação de Pearson entre as variáveis de paisagem. D_mar: distância do mar, CVA: coeficiente de variação da área, CP: conectividade primária, CE: conectividade estuarina.

	Área	Forma	D mar	CVA	CP	CE
Área	1					
Forma	0.38255*	1				
D_mar	-0.25158	-0.35228*	1			
CVA	-0.33876*	-0.02285	0.10985	1		
CP	0.31163*	0.47274*	-0.26343	-0.46921*	1	
CE	0.05957	0.32260*	-0.16040	-0.43037*	0.61625*	1

* Nível de significância: $P < 0,05$.

Para encontrar o modelo que melhor refletisse a relação entre a diversidade alfa e a diversidade beta dentro das lagoas com as variáveis de paisagem foram realizadas análises de regressão múltipla, selecionando o melhor modelo com o procedimento automático step no software R (R Core Team, 2011). Esse procedimento utiliza o Akaike Information Criterion (AIC) como um critério de inclusão, a variável com menor valor de AIC é incluída no modelo (Borcard et al., 2011). Nós classificamos os melhores modelos de acordo com a AIC Differences ($\Delta_i = AIC_i - AIC_{min}$, onde AIC_i é o valor do modelo i , e o AIC_{min} é o valor do melhor modelo). Modelos com $\Delta_i < 2$ dão substancial suporte para um modelo candidato; enquanto, valores de Δ_i entre 4 e 7 dão menor suporte, e $\Delta_i > 10$ indica que o modelo é improvável (Burnham & Anderson, 2010).

As análises de suficiência amostral e de agrupamento foram realizadas no software Multiv (Pillar, 2011). As demais análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2011). Préviamente às análises, todas as variáveis preditoras foram transformadas por $\log(x+1)$.

Resultados

Foram amostradas 71 espécies de peixes, distribuídas dentro de 11 ordens e 30 famílias (Tabela 3). Três espécies exóticas foram identificadas para o sistema hidrográfico: *Acestrorhynchus pantaneiro*, *Leporinus obtusidens* e *Trachelyopterus lucenai*. Characiformes, Siluriformes e Perciformes foram as ordens mais representativas.

A avaliação da suficiência amostral indicou que as amostragens foram suficientes, as médias observadas de presença das espécies estão dentro dos limites inferiores e superiores das médias geradas por 1000 iterações de amostragem (“bootstrap”) (Fig 2).

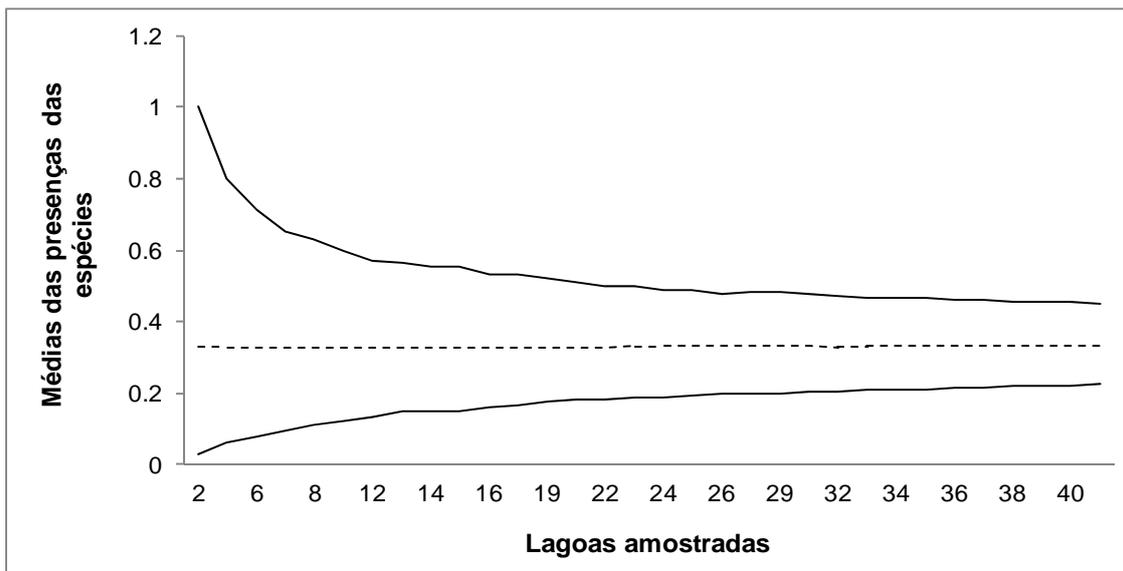


Fig. 2 Valores médios para a presença das espécies de peixes nas 32 lagoas amostradas. Linhas contínuas indicam médias dos limites superiores e inferiores gerados por 1000 iterações “bootstrap”; linha pontilhada indica a média observada.

Tabela 3 Frequência de ocorrência das espécies de peixes encontradas em 32 lagoas do Sistema Hidrográfico do rio Tramandaí.

Ordem/Família/Espécie	Frequência
Ordem Atheriniformes	
Família Atherinopsidae	
<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	5
<i>Odontesthes bicudo</i> Malabarba & Dyer, 2002	9
<i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835)	1
<i>Odontesthes ledae</i> Malabarba & Dyer, 2002	13
<i>Odontesthes piquava</i> Malabarba & Dyer, 2002	6
Ordem Characiformes	
Família Anostomidae	
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1837)*	1
Família Characidae	
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> Menezes, 1992*	10
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	9
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	27
<i>Astyanax</i> aff. <i>fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	24
<i>Astyanax jacuhiensis</i> (Cope, 1894)	14
<i>Astyanax</i> sp.	23
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)	1
<i>Charax stenopterus</i> (Cope, 1894)	12
<i>Cheirodon ibicuiensis</i> Eigenmann, 1915	20
<i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns, 1842)	9
<i>Cyanocharax alburnus</i> (Hensel, 1870)	30
<i>Hyphessobrycon boulengeri</i> (Eigenmann, 1907)	1
<i>Hyphessobrycon igneus</i> Miquelarena, Menni, López & Casciotta, 1980	17
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i> (Boulenger, 1887)	31
<i>Hyphessobrycon meridionalis</i> Ringuelet, Miquelarena & Menni, 1978	3
<i>Mimagoniates inequalis</i> (Eigenmann, 1911)	1
<i>Mimagoniates microlepis</i> (Steindachner, 1877)	2
<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther, 1864)	27
<i>Oligosarcus robustus</i> Menezes, 1969	23
<i>Pseudocorinopoma doriae</i> Perugia, 1891	4
Família Crenuchidae	
<i>Characidium 'gr' zebra</i> Eigenmann, 1909	19
Família Curimatidae	
<i>Cyphocharax saladensis</i> (Meinken, 1933)	2
<i>Cyphocharax voga</i> (Hensel, 1970)	30
<i>Steindachnerina biornata</i> (Braga & Azpelicueta, 1987)	4
Família Erythrinidae	
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	28
Ordem Clupeiformes	
Família Clupeidae	
<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	23

Tabela 3 Continuação.

Ordem/Família/Espécie	Frequência
Família Engraulidae	
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	15
Ordem Cyprinodontiformes	
Família Anablepidae	
<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)	28
Família Poeciliidae	
<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel, 1868)	13
Família Rivulidae	
<i>Cynopoecilus melanotaenia</i> (Regan, 1912)	2
Ordem Elopiformes	
Família Elopidae	
<i>Elops saurus</i> Linnaeus, 1766	1
Ordem Gymnotiformes	
Família Gymnotidae	
<i>Gymnotos carapo</i> Linnaeus, 1758	2
Família Sternopygidae	
<i>Eigenmannia trilineata</i> (López & Castello, 1966)	1
Ordem Mugiliformes	
Família Mugilidae	
<i>Mugil sp.</i>	7
Ordem Perciformes	
Família Centropomidae	
<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	1
Família Cichlidae	
<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns, 1842)	9
<i>Cichlasoma portoalegrense</i> (Hensel, 1870)	10
<i>Crenicichla lepidota</i> (Heckel, 1840)	16
<i>Crenicichla maculata</i> Kullander & Lucena, 2006	7
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	32
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i> (Hensel, 1870)	7
<i>Gymnogeophagus lacustris</i> Reis & Malabarba, 1988	23
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i> (Hensel, 1870)	5
Família Gerreidae	
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	2
Família Gobiidae	
<i>Awaous tajasica</i> (Lichtenstein, 1822)	2
<i>Ctenogobius cf. shufeldti</i> (Jordan & Eigenmann, 1887)	12
Família Sciaenidae	
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	2
<i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz, 1945)	1
Ordem Pleuronectiformes	
Família Paralichthyidae	
<i>Paralichthys sp.</i>	1

Tabela 3 Continuação.

Ordem/Família/Espécie	Frequência
Ordem Siluriformes	
Família Ariidae	
<i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829)	3
Família Auchenipteridae	
<i>Trachelyopterus lucenai</i> Bertoletti, Pezzi da Silva & Pereira, 1995*	19
Família Callichthyidae	
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	1
<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)	12
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	12
Família Heptapteridae	
<i>Pimelodella australis</i> Eigenmann, 1917	7
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	11
Família Loricariidae	
<i>Ancistrus</i> sp.	1
<i>Hisonotus leucofrenatus</i> (Miranda Ribeiro, 1908)	9
<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes, 1836	1
<i>Loricariichthys anus</i> Valenciennes, 1836	27
<i>Rineloricaria quadrensis</i> Reis, 1983	11
Família Pimelodidae	
<i>Parapimelodus nigribarbis</i> (Boulenger, 1889)	2
Família Pseudopimelodidae	
<i>Microglanis cibela</i> Malabarba & Mahler, 1998	2
Família Trichomycteridae	
<i>Homodiaetus anisitsi</i> Eigenmann & Ward, 1907	5
Ordem Synbranchiformes	
Família Synbranchidae	
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	2

* Espécies não pertencentes ao Sistema Hidrográfico do rio Tramandaí.

A diversidade alfa média foi de 22 espécies por lagoa, sendo que a maior diversidade foi encontrada na lagoa Itapeva, com 37 espécies, e a menor na lagoa B, com 9 espécies. A diversidade beta dentro de cada lagoa variou de 1, nas lagoas Rincão 1 e Horácio, e a menor foi de 0,42 na lagoa Cerquinha N (Fig 3).

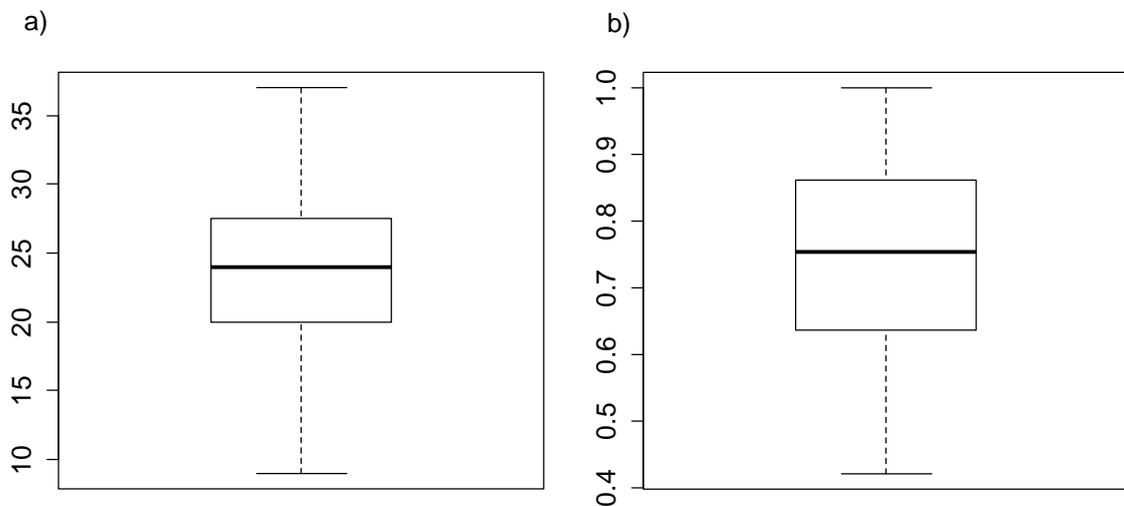


Fig. 3 Valores mínimos, máximos, médios e desvios padrões para os descritores da comunidade estudados. a) diversidade alfa, b) diversidade beta dentro da lagoa.

A análise de diversidade entre metodologias de coleta não mostrou diferença significativa entre a diversidade beta obtida com a metodologia de rede de arrasto (0,4697) e rede de espera (0,4465) ($F_{1,62} = 1,2124$; $P = 0,255$; Fig.4). Dessa forma, as presenças de espécies obtidas para cada metodologia foram agrupadas.

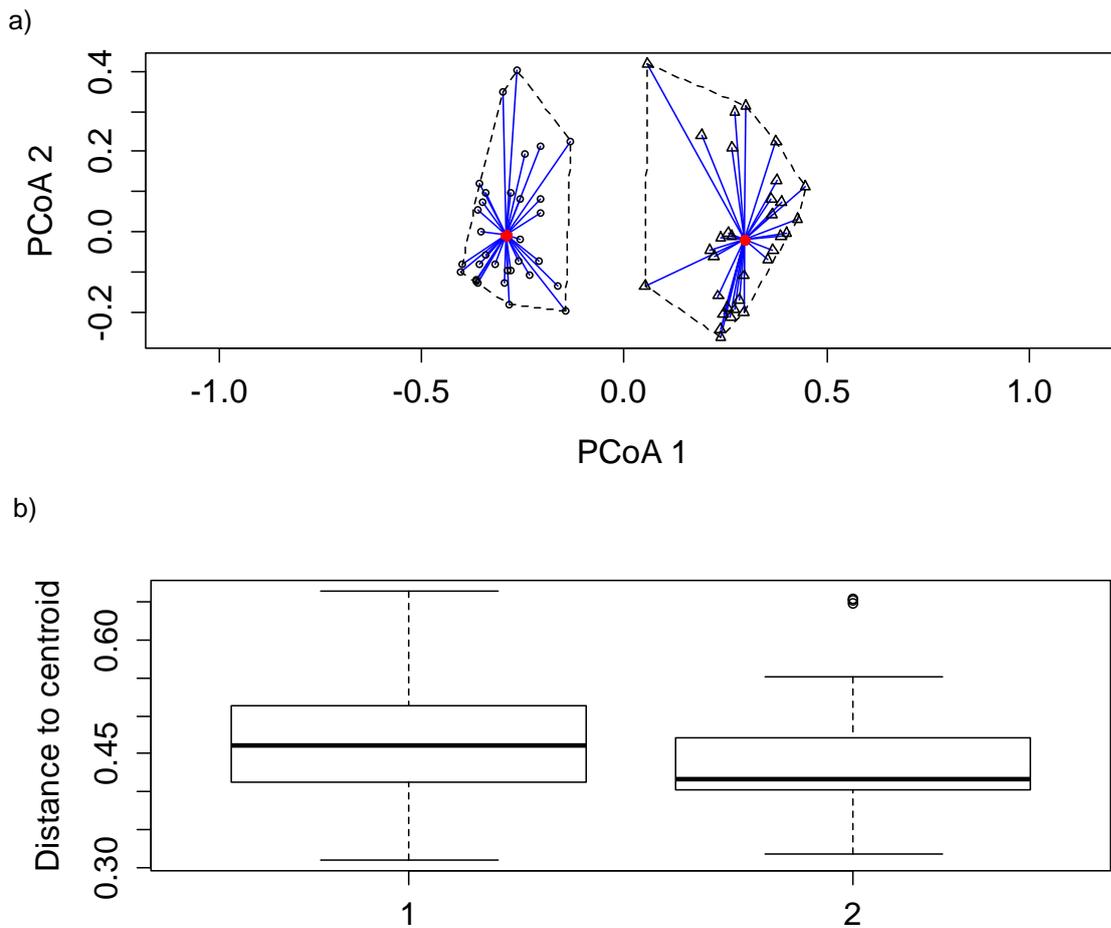


Fig. 4 Diversidade beta obtida para cada metodologia de coleta utilizada. 1: Rede de arrasto, 2: redede espera. a) Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da similaridade de Jaccard mostrando a dispersão multivariada da composição de espécies de acordo com a metodologia empregada. b) Boxplot da dispersão multivariada.

A análise de agrupamento identificou três grupos nítidos ($P= 0,057$) entre as lagoas com características de paisagem similares (Fig.5). Na análise de componentes principais identificamos que o primeiro componente explica 46,7 % e o segundo 17,1% da variação entre as variáveis de paisagem. A figura 6 mostra que o primeiro componente da PCA separa o grupo A dos demais, enquanto que o segundo componente separa os grupos B e C. A relação das variáveis com cada componente é mostrada na Tabela 4. Observamos que o grupo A é caracterizado por lagoas mais afastadas do mar e com maiores valores de coeficiente de variação da área; o grupo B é formado por

lagoas que são bem conectadas com sistema hidrográfico e o grupo C é formado por lagoas com áreas grandes (Fig. 5).

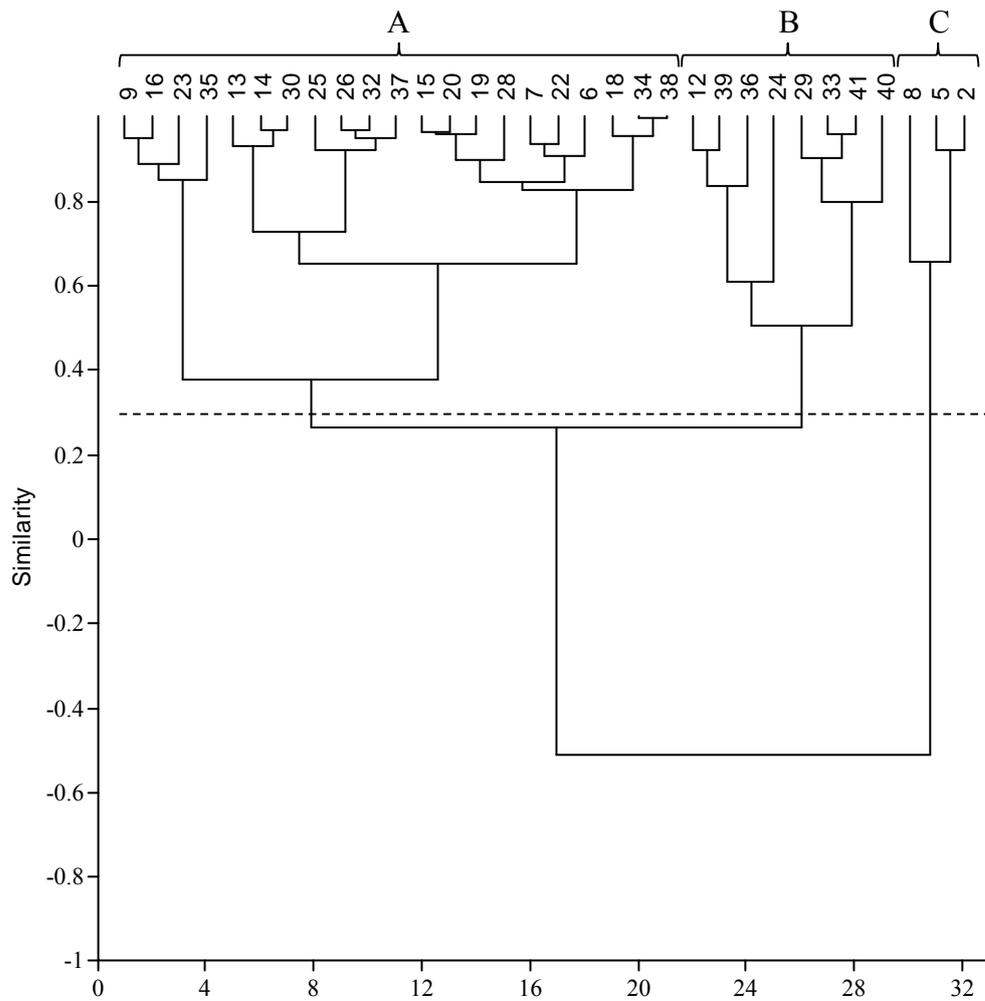


Fig. 5 Dendrograma de similaridade com três grupos nítidos ($P(G^{\circ} \leq G^*) < 0,1$), onde é ilustrado os agrupamentos entre as lagoas. As identificações das lagoas estão na Fig. 1.

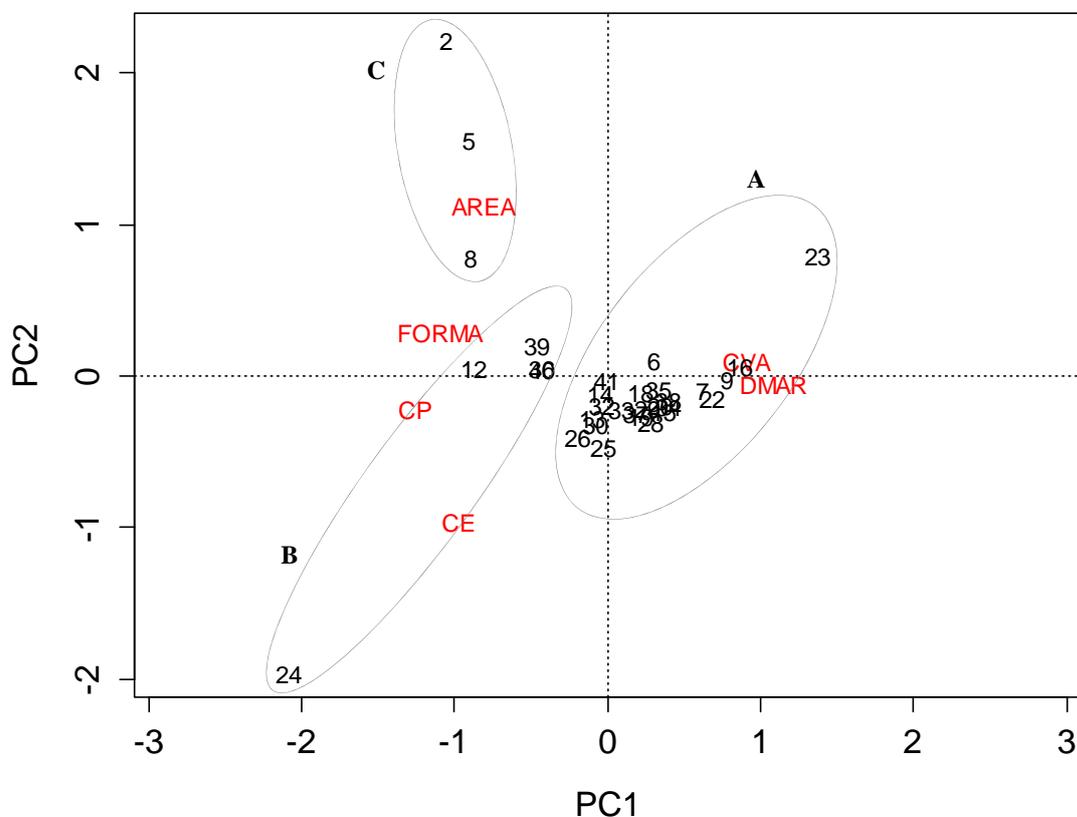


Fig. 6 Análise de componentes principais (PCA) identificando os três grupos de lagos em função de métricas da paisagem. Componente 1 explica 46% da variação nos dados e o componente 2 explica 17%.

Tabela 4 Scores das variáveis no primeiro e segundo componente da PCA.

	PC1	PC2
AREA	-0.811	1.133
FORMA	-1.096	0.299
DMAR	1.080	-0.037
CVA	0.905	0.104
CP	-1.254	-0.208
CE	-0.976	-0.954

O teste de homogeneidade da dispersão multivariada não mostrou diferenças significativas na diversidade beta entre os grupos A (diversidade beta entre lagoas = 0,3872), B (diversidade beta entre lagoas = 0,3812) e C (diversidade beta entre lagoas = 0,2848) ($F_{2,29} = 1,77$; $P = 0,202$; Fig.6). O gráfico da PCoA (Fig 7) mostra a dispersão no espaço multivariado em que as diferenças na dispersão do grupo ao seu centróide são interpretadas como a diversidade beta do grupo. Observa-se que existe uma sobreposição no espaço de dispersão dos grupos evidenciando que a diversidade beta entre as lagoas não apresenta diferenças significativas.

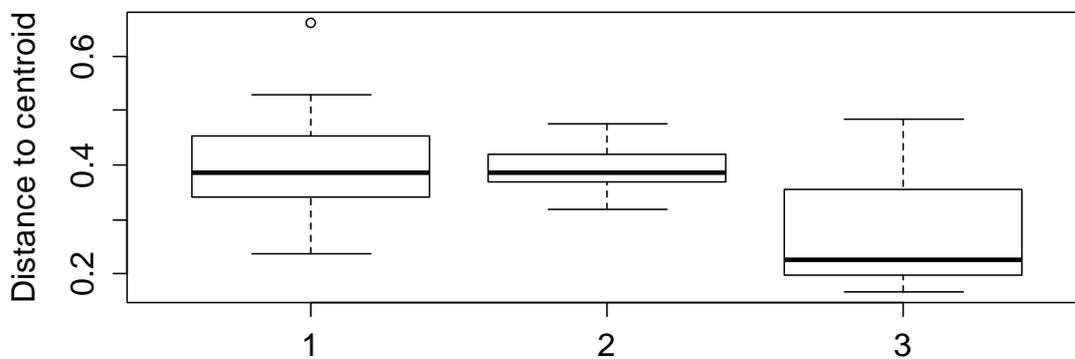


Fig. 7 Boxplot da dispersão multivariada dos grupos de lagoas formados de acordo análise de agrupamento.

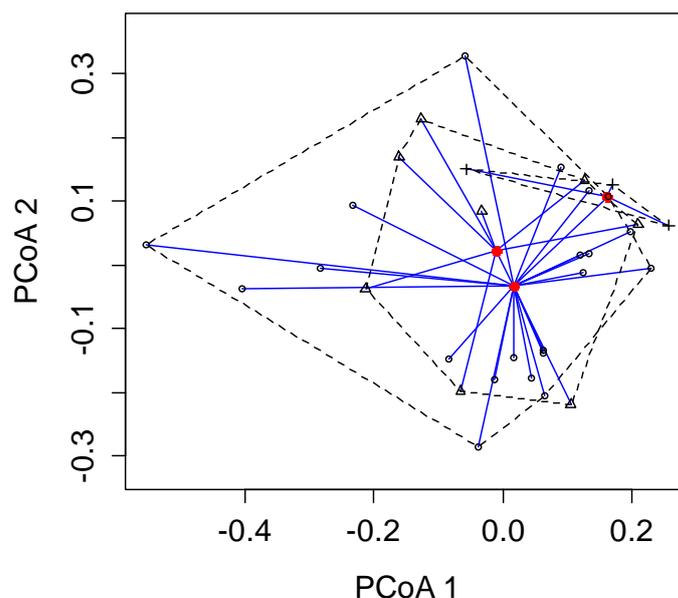


Fig. 8 Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da similaridade de Jaccard mostrando a dispersão multivariada dos grupos de lagoas. Círculos representam lagoas do grupo A, triângulos representam lagoas do grupo B e a cruz representa as lagoas do grupo C.

A regressão linear múltipla mostrou três modelos de conjunto de variáveis que explicam a variação na diversidade alfa. O modelo que apresentou a maior explicação incluiu as variáveis de área, forma, distância do mar (DM) e conectividade primária (CP), juntas elas explicam 32% da riqueza de espécies (Tabela 4). A diversidade beta dentro da lagoa, considerando diferentes ambientes dentro do corpo d'água, foi influenciada pelas variáveis de forma, conectividade primária (CP) e conectividade estuarina (CE), que explicaram 27% da variação na diversidade. O segundo melhor modelo incluiu a variável área, apresentando $\Delta_i=1,83$ (Tabela 4).

Tabela 5 Akaike Information Criteria (AIC) dos modelos de regressão linear múltipla para a diversidade alfa, diversidade beta dentro e diversidade beta entre lagoas. Valores de R^2 e P são mostrados apenas para os melhores modelos. DM: distância do mar, CVA: coeficiente de variação da área, CP: conectividade primária, CE: conectividade estuarina.

Índice de diversidade / Modelo	AIC	Δ_i	R^2	R^2_{ajust}	P
Riqueza					
Area, Forma, DM, CVA, CP, CE	112.60	2.91			
Area, Forma, DM, CVA, CP	110.95	1.26	0.423	0.312	0.010
Area, Forma, DM, CP	109.78	0.09	0.408	0.320	0.005
Area, Forma, CP	109.69	0	0.372	0.304	0.004
Diversidade beta dentro das lagoas					
Area, Forma, DM, CVA, CP, CE	-131.51	5.57			
Area, Forma, CVA, CP, CE	-133.46	3.62			
Area, Forma, CP, CE	-135.25	1.83	0.343	0.246	0.019
Forma, CP, CE	-137.08	0	0.339	0.269	0.008

Discussão

Nossos resultados sugerem que a aplicação da teoria de Biogeografia de Ilhas para comunidades de peixes de lagoas costeiras é coerente, mas deve-se ter cautela em sua interpretação, pois diferentes descritores da comunidade, como, por exemplo, diversidade alfa e beta, podem apresentar diferentes relações com as variáveis utilizadas. Como o esperado, a capacidade de dispersão, inferida neste trabalho através da conectividade foi importante para os descritores da comunidade aumentando a diversidade alfa e beta dentro das lagoas. Já, a diversidade beta entre lagoas não apresentou diferenças significativas indicando similaridade de espécies entre lagoas.

A natureza insular das lagoas costeiras, com diferentes tamanhos e graus de conexão, apresentaram relações com os padrões esperados pela teoria de Biogeografia de Ilhas, onde a área e seu grau de isolamento são fatores importantes para determinar a diversidade alfa (MacArthur & Wilson, 1967). No entanto, nossos resultados mostram que outras condições, além de isolamento e área, também determinam essa diversidade, como por exemplo, a forma do corpo d'água e a distância do mar, corroborando com a abordagem de nicho. Nesta abordagem, quanto maior o valor da forma, maior é a irregularidade no perímetro da lagoa, conseqüentemente, maior sua área de borda e menor sua área interna disponível (Farina, 1998). Lagoas com grandes áreas de margem favorecem a entrada de nutrientes (Pérez-Ruzafa et al., 2007), dessa forma, mais recursos estarão disponíveis e mais espécies podem estar presentes. A relação com a distância do mar remete a padrões biogeográficos de ocupação das espécies, onde lagoas mais afastadas seriam lagoas mais antigas onde a condição de água doce se estabeleceu há mais tempo (Schwarzbold e Schäfer, 1984). Malabarba e Isaia (1992) observaram dois padrões de ocupação de espécies no sistema do rio Tramandaí, onde a composição ictica pode ser influenciada por espécies provenientes dos afluentes na encosta da Serra Geral e por uma fauna de peixes dos rios e lagoas localizados sobre a planície costeira. Assim, lagoas mais afastadas do mar podem estar sendo colonizadas por espécies que habitam os rios aumentando a sua diversidade alfa (Hershey et al., 2006).

Quando considerada a diversidade beta dentro de cada lagoa, obtida através da diferença na composição de espécies capturadas com rede de espera e rede de arrasto, as variáveis de forma, conectividade primária e conectividade estuarina foram as mais importantes explicando 27% de sua variação. O aumento da conectividade com lagoas

adjacentes pode reduzir a probabilidade de extinção de espécies, assim lagoas vizinhas servirão como fontes complementares de indivíduos garantindo a persistência e o tamanho das populações (Olden et al., 2001). A presença da conectividade estuarina no modelo que melhor explica a diversidade beta dentro das lagoas pode ser o reflexo da presença de espécies estuarinas e marinhas, onde indivíduos marinhos ocasionalmente entram no estuário pra alimentação e reprodução (Pérez-Ruzafa et al., 2007). Dessa forma, uma espécie marinha ou estuarina, dependendo de seu estágio de vida (jovem ou adulto) pode ser capturada em apenas um ambiente aumentando a diversidade de espécies dentro da lagoa. Espécies diádromas como os bagres e tainhas, passam parte de seus ciclos de vida em ambientes de água doce e em ambientes marinhos. Dependendo do período de amostragem estas espécies podem ser capturadas por metodologias específicas.

De acordo com as variáveis de paisagem, podemos dividir três grupos nítidos de lagoas com características semelhantes (Fig 5). Porém, a diversidade beta entre eles não apresentou diferença significativa, ou seja, mesmo possuindo características de paisagem diferentes, os grupos de lagoas apresentam um conjunto de fauna similar. Essa similaridade pode ser devida à dispersão de peixes entre as lagoas, inferida neste trabalho como conectividade. A grande similaridade de espécies entre as lagoas também pode ser uma consequência das atividades antrópicas que aumentam a conectividade dos ambientes facilitando a dispersão de espécies. Zhao et al. (2006) argumentam que as lavouras de arroz aumentam a conectividade entre os ambientes aquáticos através de seus canais de irrigação que podem promover a homogeneização das comunidades; nesta situação, áreas menores poderão apresentar um número similar de espécies que aquelas de áreas maiores. O aumento da dispersão tende a aumentar a similaridade entre as localidades e reduzir a diversidade beta (Shurin et al., 2009). No entanto, a grande heterogeneidade entre ambientes litorâneos previne a homogeneização biótica e preserva as relações de *source-sink* e o efeito de massa (Mouillot, 2007). As condições ambientais podem não ser ótimas para muitas espécies na comunidade, mas as lagoas são suficientemente conectadas com outros corpos d'água facilitando a persistência dessas espécies, nesta situação, estas lagoas estariam atuando como receptoras de espécies migrantes de sistemas adjacentes (Olden et al., 2001). A baixa diversidade beta entre as lagoas e a alta diversidade beta dentro das lagoas também pode ser um indicativo de seleção de hábitat pelas espécies de peixes. Apesar da grande similaridade

de espécies entre lagoas, os peixes ocupam determinados ambientes dentro do corpo d'água, margens rasas e/ou áreas mais profundas, aumentando a diversidade de espécies dentro das lagoas.

A teoria de Biogeografia de Ilhas é muitas vezes utilizada como base teórica para definições de estratégias de conservação. Algumas estratégias inspiradas nesta teoria consideram uma população alvo e o número, o tamanho e a distância entre as machas que devem ser protegidos são definidos por suas características ecológicas para a espécie que é o foco da conservação (Moulton & Souza, 2006). No entanto, nossos resultados mostram que para comunidades de peixes em lagoas costeiras a teoria de Biogeografia de Ilhas é limitada e que estratégias de conservação que também envolva a preservação da heterogeneidade ambiental (abordagem de nicho) e da dispersão possam ser mais efetivas na conservação de peixes em lagoas costeiras.

Referências

- Adriaensen, F., J.P. Chardon, G. De Blust, E. Swinnen, S. Villalba, H. Gulinck & E. Matthysen, 2003. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64: 233–247.
- Anderson, M.J., K.E. Ellingsen & B.H. Mc Ardle, 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* 9: 683–693.
- Borcard, Daniel; François Gillet & Pierre Legendre, 2011. *Numerical Ecology with R*. Springer, New York, 306 pp.
- Burnham, K. P. & D. R. Anderson, 2010. *Model Selection and Multimodel Inference. A Practical Information-Theoretic Approach*. Second Edition. Springer- Verlag New York.
- Dillenburg, S. R., L.J. Tomazelli, L.R. Martins & E.G. Barboza, 2005. Modificações de longo período da linha de costa das barreiras costeiras do Rio Grande do Sul. *Gravel* 3: 9-14.
- Drakou, E.G., D.C. Bodori, A.S. Kallimanis, A.D. Mazaris, S.P. Sgardelis & J.D. Pantis, 2009. Freshwater fish community structured more by dispersal limitation than by environmental heterogeneity. *Ecology Freshwater Fish* 18: 369-379.
- Farina A., 1998. *Principles and methods in landscape ecology*. Chapman & Hall, Londres.
- Flach, P.Z.S., 2009. *Partição Aditiva da diversidade de Nematoda em lagoas costeiras: componentes espaciais e ambientais*. Porto Alegre, UFRGS (Mestrado em ecologia).
- Gilbert, B. & M.J. Lechowicz, 2004. Neutrality, niches, and dispersal in a temperate forest understory. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101: 7651–7656.
- Gotelli, N.J. & R.K. Colwell, 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.

- Hershey, A.E., S. Beaty, K. Fortino, M. Keyse, P.P. Mou, W.J. O'Brien, A.J. Ulseth, G.A. Gettel, P.W. Leenesch, C. Luecke, M.E. McDonald, C.H. Mayer, M.C. Miller, C. Richards, J.A. Schuldt & S.C. Whalen, 2006. Effect of landscape factors on fish distribution in arctic Alaskan lakes. *Freshwater Biology* 51: 39–55.
- Hohausová, E., R.J. Lavoy & M.S. Allen, 2010. Fish dispersal in a seasonal wetland: influence of anthropogenic structures. *Marine and Freshwater Research* 61: 682–694.
- Jackson, D.A. & H.H. Harvey, 1989. Biogeographic Associations in Fish Assemblages: Local vs. Regional Processes. *Ecology* 70 (5): 1472-1484.
- Kearns F.R., N.K. Maggi, J.L. Carter & V.H. Resh, 2005. A method for the use of landscape metrics in freshwater research and management. *Landscape Ecology* 20: 113–125.
- Keddy, P.A., 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3: 157–164.
- Kruk, C., L. Rodriguez-Gallego, M. Meerhoff, F. Quitans, G. Lacerot, N. Mazzeo, F. Scasso, J. C. Paggi, E. T. H. M. Peeters & S. Marten, 2009. Determinants of biodiversity in subtropical shallow lakes (Atlantic coast, Uruguay). *Freshwater Biology* 54: 2628–2641.
- MacArthur R.H. & E.O. Wilson, 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, U.S.A.
- Malabarba, L.R. & E.A. Isaia, 1992. The freshwater fish fauna of the rio Tramandaí drainage, Rio Grande do Sul, Brazil, with a discussion of its historical origin. *Comum. Mus. Ci. PUCRS, Ser.Zool.*, Porto Alegre, 5(12): 197-223.
- Malabarba L.R., 1996. Fauna de Peixes da lagoa Emboaba. *Boletim do Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre*, 1(55): 43-49.
- Mouillot D., 2007. Niche-assembly vs. Dispersal-assembly rules in coastal fish metacommunities: implications for management of biodiversity in brackish lagoons. *Journal of Applied Ecology* 44: 760-767.

- Moulton, T.P. & M.L.souza, 2006. Conservação com Base em Bacias Hidrográficas. In Rocha, C.F.D., H.G. Bergallo, M.A.S.Alves & M.V. Sluys (Eds), *Biologia da Conservação: Essências*. Editora Rima, São Paulo, Brasil. 157-182.
- Oksanen, J., F.G. Blanchet, R. Kindt, P Legendre, P.R. Minchin, R.B. O'Hara, G.L. Simpson, P. Solymos, M.H. Stevens & H. Wagner, 2011. *Vegan: Community Ecology Package*. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Olden J.D., D.A. Jackson & P.R. Peres-Neto, 2001. Spatial isolation and fish communities in drainage lakes. *Oecologia* 127 :572–585.
- Pérez-Ruzafa, A., M.C. Mompeán & C. Marcos C., 2007. Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relations in coastal lagoons. *Hydrobiologia* 577: 107-125.
- Pillar, V.P., 1999. The bootstrapped ordination re-examined. *Journal of Vegetation Science* 10: 895-902.
- Pillar, V.P., 2004. Suficiência Amostral. In Bicudo, C.E.M. & D.C. Bicudo (Eds), *Amostragem em Limnologia*. Editora Rima, São Carlos, Brasil. 25-43.
- Pillar, V.P., 2011. MULTIV: Multivariate exploratory analysis, randomization testing and bootstrap resampling. User's guide ver. 2.7.7. Depto de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre, Brazil. Disponível em <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br>
- R Development Core Team , 2011. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.
- Schäfer, A., 1985. *Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais*. Ed da Universidade, UFRGS. Porto Alegre.
- Scheffer M., G.J. Van Geest, E. Jeppesen, M. Sondergaard, M.G. Butler, M.A. Hanson, S. Declerck & L. De Meester, 2006. Small hábitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112: 227-231.
- Schwarzbald, A., & Schäfer, A., 1984. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. *Amazoniana*, 9: 87-104.
- Shurin, J. B. et al., 2009. Spatial autocorrelation and dispersal limitation in freshwater organisms. *Oecologia* 159: 151-159.

- Tonn, W.M. & J.J. Magnuson, 1982. Patterns in the Species Composition and Richness of Fish Assemblages in Northern Wisconsin Lakes. *Ecology* 63 (4): 1149-1166.
- Würdig, N. L., 1987. Alguns aspectos físicos e químicos do sistema lagunar de Tramandaí, RS. *Pesquisas* 20: 49-74.
- Zhao S., J. Fang, C. Peng, Z. Tang & S. Piao, 2006. Patterns of fish species richness in China's lakes. *Global Ecology and Biogeography* 15: 386-394.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As comunidades de peixes das lagoas costeiras do litoral norte do Rio Grande do Sul apresentam relações significativas com as variáveis de paisagem. Porém, o poder de explicação destas relações varia conforme o tipo de descritor da comunidade utilizado (abundância, diversidade alfa, diversidade beta).

Quando considerada a composição de espécies descrita pela abundância de assembleias que habitam porções diferentes do corpo d'água observamos grandes valores de resíduos nas análises de partição de variância. Estes valores podem estar relacionados a variáveis que não foram medidas, por exemplo, variáveis limnológicas (Pérez-Ruzafa et al., 2007), presença de macrófitas (Agostinho, 2007), riqueza de macroinvertebrados (Maltchik et al., 2013), ou, podem ainda estar sendo determinados por interações bióticas (Legendre & Legendre, 2012), por exemplo, competição e predação (Jackson et al., 2001) e também pela pressão de pesca (Moraes, 2012). O fato das amostragens de espécies terem sido realizadas ao longo de um período amplo de tempo (entre abril de 2009 e setembro de 2012) pode ter contribuído para o baixo poder de explicação de algumas variáveis de paisagem. Segundo Hartz (1996), a composição de peixes de uma lagoa pode ter variações sazonais e espaciais devido às atividades de reprodução e alimentação, como também por partilha de recursos. A presença de espécies marinhas e estuarinas em algumas lagoas também podem determinar padrões de diversidade temporal que coincidem com o aumento da salinidade no estuário (Mourão et al., 2012). Estas diferenças temporais na estruturação da comunidade podem ocasionar uma variação da importância de processos espaciais e ambientais sobre a metacomunidade (Erös et al., 2012), o que pode acarretar interpretações diferentes sobre os paradigmas de metacomunidade, dependendo do período das amostragens do estudo.

Identificamos que a diversidade beta dentro da lagoa é significativamente mais importante que a diversidade entre lagoas. Isso indica que o aumento da dispersão tende a aumentar a similaridade entre as lagoas reduzindo a diversidade beta entre lagoas (Shurin et al., 2009), porém, a grande heterogeneidade entre as lagoas (caracterizadas por diferentes atributos da paisagem) preserva as relações de *source-sink*. Assim, lagoas diferentes podem funcionar como fontes complementares de várias populações, cada uma promovendo hábitat favorável para um dado grupo de espécies (Mouillot, 2007). Segundo Leibold et al. (2004) a coexistência de espécies na metacomunidade é obtida

através de uma compensação regional de habilidades competitivas locais, como consequência, espécies são localmente diferentes, mas regionalmente similares.

Concluimos, com os resultados dos dois estudos apresentados, que a conectividade é uma importante variável que atua na determinação das assembleias de peixes das lagoas do sistema hidrográfico do rio Tramandaí. Assim, estas assembleias estão estruturadas dentro de uma metacomunidade, sendo o efeito de massa o paradigma que melhor explica a coexistência das espécies, mesmo quando consideramos diferentes descritores da comunidade. Sugerimos que novos estudos que avaliem a escala temporal de organização das comunidades e outros descritores, como atributos funcionais, possam complementar estas análises.

REFERÊNCIAS

- Agostinho A.A., S.M. Thomaz, L.C. Gomes & S.L.S.M.A. Baltar, 2007. Influence of the macrophyte *Eichhornia azurea* on fish assemblage of the Upper Paraná River floodplain (Brazil). *Aquat Ecol* 41:611-619.
- Erős T., P. Sály, P. Takács, A. Specziár & P. Biró, 2012. Temporal variability in the spatial and environmental determinants of functional metacommunity organization – stream fish in a human-modified landscape. *Freshwater Biology* 57, 1914–1928.
- Hartz, S.M., 1996. Alimentação e estrutura da comunidade de peixes da lagoa Caconde, litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. São Carlos: UFSCar. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal de São Carlos.
- Legendre, P. & L. Legendre, 2012. *Numerical Ecology*. Third English edition. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Leibold M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Holt, J. B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau & A. Gonzalez, 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7: 601–613.
- Maltchik L., L.E.K. Lanés, F.W. Keppeler, A.S. Rolon & C. Stenert, 2013. Landscape and habitat characteristics associated with fish occurrence and richness in southern Brazil palustrine wetland systems. *Environmental Biology of Fishes* online. Versão *online*: DOI 10.1007/s10641-013-0152-4.
- Mouillot D., 2007. Niche-assembly vs. Dispersal-assembly rules in coastal fish metacommunities: implications for management of biodiversity in brackish lagoons. *Journal of Applied Ecology* 44: 760-767.
- Moraes A.C., 2012. Conhecimento Ecológico Local no Estudo de Mudanças Ambientais, Abundância de Recursos e Invasões Biológicas no Litoral Norte do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: UFRGS. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

- Mourão, P.M., J.P. Vieira & Garcia, A.M., 2012. Fish abundance and species richness across an estuarine-freshwater ecosystem in the Neotropics. *Hydrobiologia* 696: 107-122.
- Pérez-Ruzafa, A., M.C. Mompeán & C. Marcos C., 2007. Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relations in coastal lagoons. *Hydrobiologia* 577: 107-125.
- Shurin, J. B. et al., 2009. Spatial autocorrelation and dispersal limitation in freshwater organisms. *Oecologia* 159: 151-159.

ANEXOS

Anexo 1 Período e cotas pluviométricas e fluviométricas das imagens landsat consideradas na análise de coeficiente de variação da área das lagoas costeiras do Sistema Hidrográfico do rio

Data imagem	Pluviometria (mm)	Fluviometria (cm)	Cobertura por núvens
09/07/1985	sem registro	69	não
10/06/1986*	51.4	52	não
29/06/1987	107.4	42	sim
18/08/1988*	15.9	32	não
12/09/1991*	33.9	39	não
10/06/1992*	108.1	97	não
29/08/1992*	89.2	61	não
10/04/1993	42.6	105	sim
16/04/1995*	100.3	72	não
05/07/1995*	319.1	57	não
27/10/1996*	190	70	não
30/12/1996*	106.3	72	não
27/08/1997*	223.4	68	não
27/06/1998	sem registro	81	sim
21/01/1999*	45	67	não
01/08/1999*	44.8	57	não
20/10/1999	90	59	sim
18/07/2000*	172.2	87	não
19/08/2000*	116.2	49	não
04/09/2000*	199.7	54	não
22/10/2000	202.2	69	sim
23/11/2000*	54.4	63	não
06/08/2001*	40	47	não
25/10/2001*	34.9	59	não
28/12/2001	104.1	57	sim
03/01/2004	sem registro	59	sim
14/08/2004	sem registro	32	não
06/02/2005	sem registro	63	não
11/04/2005	sem registro	81	não
16/05/2006*	145.7	59	não
01/06/2006	86.6	81	sim
24/11/2006*	64.1	58	não
17/04/2007	30.1	80	sim
04/06/2007*	47.3	119	não
21/03/2009	71.4	84	sim
12/08/2009*	240.9	68	não
28/08/2009*	240.9	59	não

Anexo 2. Resultados das variáveis estruturais de paisagem obtidas por sistema de informação geográfica.

ID Lagoa	Área	Forma	D_Mar	CVA	CP	CE
1	4.45	1.60	1407.71	15.48	0	0
2	12421.59	3.20	2962.10	3.05	0.655	0.225
3	9.41	2.24	2557.53	23.81	0	0
4	130.86	1.49	7751.19	11.64	0.894	0.227
5	11959.03	1.52	3509.70	0.79	1.258	0.233
6	516.74	2.17	10233.97	5.60	0.441	0.227
7	81.73	1.64	11805.24	9.18	0.497	0.237
8	5065.22	3.05	6369.98	2.61	1.256	0.240
9	263.59	1.80	14184.73	15.64	0.664	0.234
10	23.03	1.92	15314.92	9.41	0.078	0.233
11	28.72	1.43	5870.80	4.71	0	0
12	334.16	3.17	2506.69	4.73	1.269	0.252
13	246.08	1.53	6004.43	1.47	0.923	0.247
14	708.17	1.77	7553.81	1.91	0.802	0.246
15	123.03	1.42	9517.14	7.13	0.758	0.244
16	393.71	1.69	11097.92	15.97	0.290	0.242
17	61.18	2.29	4608.27	11.48	0.911	0.271
18	408.19	1.66	6360.39	5.46	0.471	0.257
19	78.64	1.52	8793.33	4.96	0.773	0.253
20	83.67	1.64	9910.92	5.91	0.617	0.253
21	47.21	2.06	10976.46	14.21	0.566	0.249
22	65.33	1.51	12286.63	5.70	0.290	0.248
23	24.96	1.57	9018.16	20.54	0	0
24	1887.78	3.07	29.78	1.66	1.564	1.000
25	35.55	1.45	5843.58	4.25	0.849	0.310
26	91.12	1.88	6142.83	7.14	1.093	0.314
27	166.69	1.75	8243.01	6.72	0.912	0.293
28	139.21	1.44	8682.66	3.06	0.526	0.281
29	40.58	1.33	2038.30	7.59	0.313	0.274
30	931.29	1.72	10388.97	1.51	0.984	0.302
31	46.31	1.99	2420.63	13.37	0.363	0.277
32	699.51	1.82	7267.59	6.57	0.928	0.277
33	79.00	1.49	2943.67	6.85	0.584	0.267
34	38.29	1.37	6057.08	4.37	0.248	0.262
35	329.70	1.83	7498.38	14.93	0.773	0.262
36	1840.09	1.98	3578.15	3.27	1.015	0.257
37	68.08	1.46	6123.50	6.93	0.741	0.253
38	108.69	1.35	6189.77	3.89	0.254	0.250
39	1538.15	2.42	1904.30	5.67	0.827	0.251
40	240.11	2.68	2120.58	13.78	1.213	0.246
41	619.63	1.69	2369.72	6.49	0.581	0.245