



Luiz Guilherme Schultz Artioli

AS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DA ZONA LITORAL DE LAGOAS COSTEIRAS
SUBTROPICAIS DO SISTEMA DO RIO TRAMANDAÍ/RS: ASPECTOS AMOSTRAIS,
VARIÇÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS DE DESCRITORES ECOLÓGICOS E SUAS
RELAÇÕES COM A VARIABILIDADE AMBIENTAL

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em
Biologia Animal como requisito parcial à obtenção
do Título de Doutor em Biologia Animal.

Área de Concentração: Biodiversidade
Orientadora: Prof^a. Dr^a. Clarice B. Fialho

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
PORTO ALEGRE
2012

AS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DA ZONA LITORAL DE LAGOAS COSTEIRAS
SUBTROPICAIS DO SISTEMA DO RIO TRAMANDAÍ/RS: ASPECTOS AMOSTRAIS,
VARIACÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS DE DESCRITORES ECOLÓGICOS E SUAS
RELAÇÕES COM A VARIABILIDADE AMBIENTAL

Luiz Guilherme Schultz Artioli

Aprovada em _____ de _____ de _____.

Prof. Dr. Alexandre Miranda Garcia – FURG

Prof. Dr. Fernando Gertum Becker – UFRGS

Prof. Dr. Nelson Ferreira Fontoura – PUC-RS

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES) pela concessão da bolsa e ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA) pelas licenças de coleta.

À minha orientadora prof^ª Dr^ª Clarice B. Fialho pelo convívio agradável e pela dedicação na resolução das demandas referentes à pesquisa e ao curso.

Ao prof^º Dr^º Luiz Roberto Malabarba pela oportunidade de trabalho no laboratório de Ictiologia e pela participação em projetos do mesmo.

Ao PPG-Biologia Animal pelo auxílio financeiro e logístico, seja na realização do trabalho de campo ou na divulgação dos resultados em eventos científicos.

À prof^ª Dr^ª Norma Würdig e ao Centro de Estudos Costeiros, Limnológicos e Marinhos (Ceclimar-UFRGS) pelo apoio logístico e de infra-estrutura. Agradeço especialmente aos servidores Osvaldo Machado e Manuel Nunes pela ajuda no árduo e cansativo trabalho de campo e também as servidoras Elizabete Bráz e Cacinele Rocha pelo uso do laboratório de biologia do pescado, assim como pelas análises de água, fundamentais na execução da pesquisa. As secretárias Márcia Nogueira e Marlene Jung do curso superior em Biologia Marinha (UFRGS-UERGS) e Ceclimar-UFRGS, respectivamente, pela atenção na solução dos problemas e convívio sempre agradável e profissional.

Aos então acadêmicos e agora biólogos marinhos Virgínia Lima, Sílvia Oliveira, Maristela Pinheiro, Murilo Jesus, Gabriel Larré, e em especial a Renata Maia e Pedro Carvalho Neto pela parceria nos trabalhos de campo e triagem das amostras.

Aos colegas do laboratório da ictiologia Vinícius Lampert, Juliana Wingert, Juliano Ferrer, Fernando Carvalho, Vinícius Bertaco, Tatiana Dias, Ana Dufech, Andréa Thomaz, Andréia Turcati, Clayton Fukakusa, João Miranda, Fernanda Weiss e Andréa Maciente pelos bons momentos vividos no ambiente de trabalho, sugestões, ensinamentos, críticas e amizade.

As doutoras Júlia Giora, Norma Würdig e, em especial, Sandra Hartz pelas valiosas sugestões e críticas nas versões preliminares da tese.

Ao prof^º Dr^º Fernando Becker pelo auxílio financeiro e sugestões na versão final do trabalho. Aos demais integrantes da banca Dr^º Alexandre Garcia e Dr^º Nelson Fontoura pelas contribuições.

Aos meus pais Luiz Carlos Artioli e Melânia Artioli, irmã Graziela Artioli e filho Iago Artioli pelo apoio incondicional.

A Deus por ter terminado mais essa etapa.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	V
LISTA DE FIGURAS	VIII
RESUMO	XI
ABSTRACT	XIII
INTRODUÇÃO	1
1. OBJETIVO GERAL:	7
2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS:	7
MATERIAIS E MÉTODOS	8
1. ÁREA DE ESTUDO:.....	8
2. DESENHO AMOSTRAL:	10
3. PROCESSAMENTO E ANÁLISE DOS DADOS:.....	11
3.1 <i>Procedimentos Gerais</i>	11
3.2 <i>Comparação entre amostradores (Objetivo 1)</i>	12
3.3 <i>Comparação entre subsistemas e temporal (Objetivos 2 à 5)</i>	13
3.4 <i>Relação entre variáveis abióticas e abundância numérica das espécies nas assembleias dos subsistemas norte e sul (Objetivo 6)</i>	16
RESULTADOS	17
1. PADRÕES DE RIQUEZA, COMPOSIÇÃO, DOMINÂNCIA E ESTRUTURA DE TAMANHO DAS ESPÉCIES DE PEIXES COLETADAS COM REDES DE ARRASTO DE PRAIA E EMALHE.....	17
1.1 <i>Riqueza e Composição</i>	17
1.2 <i>Dominância e Estrutura de Tamanhos</i>	18
2. VARIAÇÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS DE VARIÁVEIS ABIÓTICAS.	19
3. VARIAÇÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS DE DESCRITORES ECOLÓGICOS DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES.	20
3.1 <i>Rede de arrasto de praia</i>	20
3.2 <i>Redes de emalhe</i>	23
4. RELAÇÃO ENTRE ESPÉCIES E VARIÁVEIS ABIÓTICAS.	26
DISCUSSÃO	27
1. SELETIVIDADE DOS AMOSTRADORES	27
2. VARIAÇÃO ESPACIAL DE VARIÁVEIS ABIÓTICAS	29
3. VARIAÇÃO ESPACIAL DE DESCRITORES DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES	32
4. RELAÇÃO ENTRE ESPÉCIES E VARIÁVEIS ABIÓTICAS	38
5. VARIABILIDADE TEMPORAL	42
CONCLUSÕES	46
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	47
TABELAS	59
FIGURAS	77

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Lista de espécies coletadas nas lagoas Itapeva, Quadros, Malvas, Fortaleza, Rondinha e Barros do sistema do rio Tramandaí, RS, Brasil, durante os meses de novembro de 2008 a abril de 2010 com redes de arrasto de praia e emalhe. NTOT, número total de indivíduos capturados; CT, comprimento total; Mín., mínimo; Máx., máximo. 60
- Tabela 2.** Resultados SIMPER mostrando a contribuição percentual das espécies mais representativas para a dissimilaridade de composição de espécies entre os grupos de amostras (fator = rede). 62
- Tabela 3.** Principais espécies (no mínimo frequentes em um dos amostradores - ver legenda) coletadas com rede de arrasto de praia e redes de emalhe na zona litoral das lagoas Itapeva, Quadros, Malvas, Fortaleza, Rondinha e Barros de novembro de 2008 a abril de 2010, ordenadas de acordo com sua importância numérica. Valores representam o percentual numérico baseado em CPUE. CT, comprimento total (mm); S, número de espécies; CPUE, ind./m² ou g/m² (arrasto) ou ind./m²/h ou g/m²/h (emalhe); Esforço, n° de arrastos ou n° de redes de emalhe (30 x 1,5 m) por hora. 63
- Tabela 4.** Resultados SIMPER mostrando a contribuição percentual das espécies mais representativas para a dissimilaridade de CPUE_n entre os grupos de amostras (fator = rede). .. 64
- Tabela 5.** Resultados SIMPER mostrando a contribuição percentual das espécies mais representativas para a dissimilaridade de CPUE_b entre os grupos de amostras (fator = rede). .. 64
- Tabela 6.** Resultados das análises dos testes t^* e Wilcoxon para diferenças significativas de variáveis abióticas entre os subsistemas norte e sul do sistema do rio Tramandaí. Dp, desvio padrão. 65
- Tabela 7.** Média \pm desvio padrão das variáveis abióticas medidas nas lagoas costeiras dos subsistemas norte e sul do sistema do rio Tramandaí (ITA, Itapeva; QUA, Quadros; MAL, Malvas; FOR, Fortaleza; RON, Rondinha; BAR, Barros). 65
- Tabela 8.** Resumo dos resultados dos testes de significância para diferenças espaciais (subsistemas norte e sul) e sazonais de variáveis abióticas no sistema do rio Tramandaí (O, outono; I, inverno; P, primavera; V, verão) (n.s), não significativo. 66
- Tabela 9.** Espécies coletadas com rede de arrasto de praia em lagoas costeiras do SRT, ordenadas segundo a soma do VIR nos subsistemas norte e sul. CT, comprimento total (mín. e máx.); n%, número percentual; b%, biomassa percentual e FO, frequência de ocorrência. 67
- Tabela 10.** Espécies dominantes ($\sum \text{VIR} \Rightarrow 75\%$) coletadas com rede de arrasto de praia por subsistema e estação sazonal (Pri, primavera; Ver, verão; Out, outono; Inv, inverno) em negrito. Números representam o valor de importância relativa (VIR). Riqueza de espécies (S). 68
- Tabela 11.** Resultados SIMPER mostrando a contribuição percentual das espécies mais representativas, coletadas com rede de arrasto de praia, para a dissimilaridade de composição de espécies entre os grupos de amostras dos subsistemas norte e sul (fator = local). 69

Tabela 12. Resultados SIMPER mostrando a contribuição percentual das espécies mais representativas, coletadas com rede de arrasto de praia, para a dissimilaridade de CPUEn entre os grupos de amostras dos subsistemas norte e sul (fator = local).	69
Tabela 13. Resultados SIMPER mostrando a contribuição percentual das espécies mais representativas, coletadas com rede de arrasto de praia, para a dissimilaridade de CPUEb entre os grupos de amostras dos subsistemas norte e sul (fator = local).	70
Tabela 14. Resultados do testes pareados da ANOSIM para diferenças em composição, número de indivíduos (CPUEn) e biomassa (CPUEb) das espécies coletadas com rede de arrasto de praia entre estações do ano (fator).	70
Tabela 15. Resultados dos testes pareados de SIMPER para a dissimilaridade média em composição, número de indivíduos (CPUEn) e biomassa (CPUEb) das espécies coletadas com rede de arrasto de praia entre estações do ano (fator).	71
Tabela 16. Resumo dos resultados dos testes de significância para diferenças em descritores das assembleias de peixes da zona litoral (rede de arrasto de praia), espacial e sazonalmente, no sistema do rio Tramandaí (Lagoas; I = Itapeva, Q = Quadros, F = Fortaleza, R = Rondinha. Estações; P = primavera, V = verão, O = outono, I = inverno; (n.s) não significativo).	71
Tabela 17. Espécies coletadas com redes de emalhe em lagoas costeiras do SRT, ordenadas segundo a soma do VIR nos subsistemas norte e sul. CT, comprimento total (mín. e máx.); n%, número percentual; b%, biomassa percentual e FO, frequência de ocorrência.	72
Tabela 18. Resultados SIMPER mostrando a contribuição percentual das espécies mais representativas, coletadas com redes de emalhe, para a dissimilaridade de composição de espécies entre os grupos de amostras dos subsistemas norte e sul (fator = local).	73
Tabela 19. Resultados SIMPER mostrando a contribuição percentual das espécies mais representativas, coletadas com redes de emalhe, para a dissimilaridade de CPUEn de espécies entre os grupos de amostras dos subsistemas norte e sul (fator = local).	73
Tabela 20. Resultados SIMPER mostrando a contribuição percentual das espécies mais representativas, coletadas com redes de emalhe, para a dissimilaridade de CPUEb de espécies entre os grupos de amostras dos subsistemas norte e sul (fator = local).	74
Tabela 21. Resultados do testes pareados da ANOSIM para diferenças em composição, número de indivíduos (CPUEn) e biomassa (CPUEb) das espécies coletadas com redes de emalhe entre estações do ano (fator).	74
Tabela 22. Resultados dos testes pareados de SIMPER para a dissimilaridade média em composição, número de indivíduos (CPUEn) e biomassa (CPUEb) das espécies coletadas com redes de emalhe entre estações do ano (fator).	75
Tabela 23. Resumo dos resultados dos testes de significância para diferenças em descritores das assembleias de peixes da zona litoral (redes de emalhe), espacial e sazonalmente, no sistema do rio Tramandaí (Lagoas; I = Itapeva, Q = Quadros, F = Fortaleza, R = Rondinha. Estações; P = primavera, V = verão, O = outono, I = inverno; (n.s) não significativo).	75

Tabela 24. Sumário das análises de correspondência canônica (CCA) e teste de Monte Carlo para as relações entre variáveis abióticas e abundância numérica das espécies dominantes capturadas com redes de emalhe em lagoas costeiras do sistema do rio Tramandaí..... 76

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Mapa da região sul do Brasil, ilustrando a posição geográfica da bacia do rio Tramandaí com destaque para as lagoas costeiras amostradas. Lagoas Itapeva, Quadros e Malvas subsistema norte, e lagoas Fortaleza, Rondinha e Barros subsistema sul. Pontos aproximados de amostragem representados conforme a legenda. 78
- Figura 2:** Abundância relativa em espécies (A), em número de indivíduos (B) e em biomassa (C) das ordens de peixes coletados com redes de emalhe e arrasto de praia nas lagoas Itapeva, Quadros, Malvas, Fortaleza, Rondinha e Barros do SRT de novembro de 2008 a abril de 2010. 79
- Figura 3:** Abundância relativa em espécies (A), em número de indivíduos (B) e em biomassa (C) das ordens de peixes coletados com rede de arrasto de praia nas lagoas Itapeva, Quadros, Malvas, Fortaleza, Rondinha e Barros do SRT de novembro de 2008 a abril de 2010..... 79
- Figura 4:** Abundância relativa em espécies (A), em número de indivíduos (B) e em biomassa (C) das ordens de peixes coletados com redes de emalhe nas lagoas Itapeva, Quadros, Malvas, Fortaleza, Rondinha e Barros do SRT de novembro de 2008 a abril de 2010. 79
- Figura 5:** Abundancia relativa em espécies (A), número de indivíduos (B) e em biomassa (C) de cada ordem em relação ao seu total avaliada por amostrador (CL, clupeiformes; CH, characiformes; SI, siluriformes; GY, gymnotiformes; CY, cyprinodontiformes; MU, mugiliformes; AT, atheriniformes; PE, perciformes)..... 80
- Figura 6:** Gráficos de ordenação em escala multidimensional não métrica derivados de matrizes de similaridade (Bray-Curtis) a partir dos dados de presença/ausência de espécies (A), CPUE_n (B) e CPUE_b (C). Círculo, rede de arrasto; triângulo, redes de emalhe. 81
- Figura 7:** Abundância relativa por classe de comprimento total (CT) de peixes coletados com rede de arrasto de praia (A) e redes de emalhe (B) de novembro de 2008 a abril de 2010 nas lagoas costeiras Itapeva, Quadros, Malvas, Fortaleza, Rondinha e Barros, pertencentes ao sistema do rio Tramandaí, RS, Brasil. 82
- Figura 8:** Abundância relativa por classe de comprimento total (CT) das espécies de peixes numericamente dominantes (conforme tabela 3) coletadas com rede de arrasto de praia (A) e redes de emalhe (B) de novembro de 2008 a abril de 2010 nas lagoas costeiras Itapeva, Quadros, Malvas, Fortaleza, Rondinha e Barros, pertencentes ao sistema do rio Tramandaí, RS, Brasil.. 83
- Figura 9:** Gráficos de ordenação em escala multidimensional não métrica derivados de uma matriz de similaridade pelo coeficiente de Bray-Curtis construída com os dados: (A) Valores médios das variáveis abióticas (vide Tabela 6) por subsistema (triângulo, norte; círculo, sul) e (B) Valores médios das variáveis abióticas por subsistema e estação do ano (quadrado, primavera; diamante, verão; X, outono; triângulo, inverno). 84
- Figura 10:** Variáveis abióticas significativamente diferentes quando comparadas entre lagoas costeiras do sistema do rio Tramandaí (ITA = Itapeva; QUA = Quadros; MAL = Malvas; FOR = Fortaleza; RON = Rondinha; BAR = Barros). Mediana representada pela barra espessa e o

primeiro (25%) e terceiro (75%) quartis como os limites inferiores e superior, respectivamente, das caixas. 84

Figura 11: Variação mensal dos valores das variáveis abióticas mensuradas nos subsistemas norte e sul do sistema do rio Tramandaí. 85

Figura 12: Curvas de rarefação de espécies em relação ao número de indivíduos estimados através de 1000 aleatorizações na ordem das amostras dos subsistemas norte e sul do sistema do rio Tramandaí, A = rede de arrasto de praia; B = redes de emalhe. 86

Figura 13: Valor de importância relativa (VIR) das espécies dominantes capturadas com redes de arrasto e emalhe, de novembro de 2008 a abril de 2010, nos subsistemas norte e sul do sistema do rio Tramandaí. 87

Figura 14: Gráficos de ordenação em escala multidimensional não métrica derivados de matrizes de similaridade pelo coeficiente de Bray-Curtis construídas com os dados: (A) presença/ausência, (B) CPUE_n e (C) CPUE_b das espécies coletadas com rede de arrasto de praia (triângulo, norte; círculo, sul; quadrado, primavera; diamante, verão; X, outono; triângulo, inverno). 88

Figura 15: Variação espacial dos descritores ecológicos avaliados nas assembleias de peixes de margens rasas da zona litoral de lagoas costeiras do sistema do rio Tramandaí (ITA, Itapeva; QUA, Quadros; FOR, Fortaleza; RON, Rondinha). Valor mínimo, máximo, mediana (barra central) e primeiro (25%) e terceiro (75%) quartis (limites inferiores e superior das caixas). A, abundância numérica; B, abundância em biomassa; C, nº de espécies; D, índice de diversidade de Shannon. 89

Figura 16: Variação temporal dos descritores ecológicos avaliados nas assembleias de peixes de margens rasas da zona litoral de lagoas costeiras do sistema do rio Tramandaí (PRI, primavera; VER, verão; OUT, outono; INV, inverno). Valor mínimo, máximo, mediana (barra central) e primeiro (25%) e terceiro (75%) quartis (limites inferiores e superior das caixas). A, abundância numérica; B, abundância em biomassa; C, nº de espécies; D, índice de diversidade de Shannon. 90

Figura 17: Descritores ecológicos que apresentaram interação significativa entre os fatores espaço (subsistemas) e tempo (estações do ano) (conforme tabela 16) nas assembleias de peixes de margens rasas da zona litoral de lagoas costeiras do sistema do rio Tramandaí (PRI, primavera; VER, verão; OUT, outono; INV, inverno). Valor mínimo, máximo, mediana (barra central) e o primeiro (25%) e terceiro (75%) quartis (limites inferiores e superior das caixas). A, nº de espécies; B, abundância em biomassa. 91

Figura 18: Valor de importância relativo (VIR) sazonal das espécies dominantes capturadas entre novembro de 2008 e abril de 2010 nos subsistemas norte e sul do sistema do rio Tramandaí (*Af*, *A. aff. fasciatus*; *La*, *L. anus*; *Cv*, *C. voga*; *Ol*, *O. ledae*; *Or*, *O. robustus*; *Lg*, *L. grossidens*; *Gb*, *G. brasiliensis*; *Ae*, *A. eigenmanniorum*; *Hl*, *H. luetkenii*; *Hm*, *H. malabaricus*; *Oj*, *O. jenynsii*; *As*, *Astyanax sp.*; *Cm*, *C. maculata*). 92

Figura 19: Gráficos de ordenação em escala multidimensional não métrica derivados de matrizes de similaridade pelo coeficiente de Bray-Curtis construídas com os dados: (A) presença/ausência, (B) valores de CPUE_n e (C) valores de CPUE_b das espécies coletadas com redes de emalhe

(triângulo, norte; círculo, sul; quadrado, primavera; diamante, verão; X, outono; triângulo, inverno)..... 93

Figura 20: Variação espacial dos descritores ecológicos avaliados nas assembleias de peixes de regiões pelágicas da zona litoral de lagoas costeiras do sistema do rio Tramandaí (ITA, Itapeva; QUA, Quadros; FOR, Fortaleza; RON, Rondinha). Valor mínimo, máximo, mediana (barra central) e primeiro (25%) e terceiro (75%) quartis (limites inferiores e superior das caixas). A, abundância numérica; B, abundância em biomassa; C, nº de espécies; D, índice de diversidade de Shannon. 94

Figura 21: Variação temporal dos descritores ecológicos avaliados nas assembleias de peixes de regiões pelágicas da zona litoral de lagoas costeiras do sistema do rio Tramandaí (PRI, primavera; VER, verão; OUT, outono; INV, inverno). Valor mínimo, máximo, mediana (barra central) e primeiro (25%) e terceiro (75%) quartis (limites inferiores e superior das caixas). A, abundância numérica; B, abundância em biomassa; C, nº de espécies; D, índice de diversidade de Shannon. 95

Figura 22: Análise de Correlação Canônica (CCA) relacionando a abundância numérica das espécies com as variáveis abióticas. (A) representação das amostras (preto = subsistema norte e cinza = subsistema sul) e (B) espécies dominantes (*Af*, *A. aff. fasciatus*; *La*, *L. anus*; *Cv*, *C. voga*; *Ol*, *O. ledae*; *Or*, *O. robustus*; *Lg*, *L. grossidens*; *Gb*, *G. brasiliensis*; *Ae*, *A. eigenmanniorum*; *Hm*, *H. malabaricus*; *Oj*, *O. jenynsii*; *Tl*, *T. lucenai*) DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio. 96

RESUMO

Lagoas costeiras são ecossistemas cruciais para conservação da biodiversidade local e global. O sistema do rio Tramandaí (SRT) apresenta uma série de lagoas costeiras rasas conectadas por canais naturais, e uma saída, via estuário de Tramandaí, para o oceano. Esse sistema é dividido em dois subsistemas, ao norte e ao sul do estuário, resultado de padrões hidrodinâmicos e da influência do vento e que definem características ambientais distintas a esses subsistemas. Um gradiente decrescente, de norte a sul, no estado trófico dessas lagoas já foi verificado. No presente estudo é testada hipótese de variabilidade espacial (lagoas e subsistemas) e temporal (estações do ano) na magnitude de variáveis abióticas e de descritores ecológicos das assembleias de peixes (composição, riqueza, diversidade, dominância) do SRT. Também é avaliada a relação entre variáveis abióticas e descritores das assembleias nesses subsistemas. É comparada a seletividade de captura de um amostrador ativo (rede de arrasto de praia) e de um amostrador passivo (redes de emalhe). Amostragens foram conduzidas de novembro de 2008 a abril de 2010 com rede de arrasto de praia e redes de emalhe, na zona litoral das lagoas Itapeva, Quadros e Malvas no subsistema norte, e nas lagoas Fortaleza, Rondinha e Barros no subsistema sul. Entre abril de 2009 e março de 2010, amostras de água foram coletadas e dez variáveis foram mensuradas em laboratório. Análises de ordenação (NMDS) mostraram clara diferença de composição, abundância numérica (CPUE_n) e em biomassa (CPUE_b) de espécies entre amostradores. As análises de ANOSIM e SIMPER mostraram baixa similaridade desses parâmetros entre amostradores. Houve diferença no tamanho dos peixes coletados com redes de arrasto e emalhe. Turbidez e DBO₅ tiveram médias superiores no subsistema norte, enquanto que condutividade, salinidade, dureza, sólidos totais dissolvidos e transparência de Secchi no subsistema sul. Temporalmente foram verificadas diferenças de temperatura, pH, salinidade, turbidez, dureza, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido, sólidos suspensos e profundidade, mas somente os dados de pH, condutividade, turbidez e DBO₅ mostraram interação

entre os fatores espaço e tempo. As assembleias das margens rasas da zona litoral foram dominadas por dez espécies, resultando em alta similaridade de composição, CPUE_n e CPUE_b entre os subsistemas. A riqueza de espécies variou espacial e temporalmente. Diversidade e equitabilidade espacialmente, e CPUE_n e CPUE_b temporalmente. As assembleias das regiões pelágicas da zona litoral foram dominadas por sete espécies, com dominância numérica das espécies *L. anus* e *A. aff. fasciatus* no subsistema norte. A NMDS mostrou similaridades maiores de composição, CPUE_n e CPUE_b entre amostras de um mesmo subsistema, no entanto, a ANOSIM não apresentou resultados significativos para rejeição das hipóteses nulas. CPUE_n e b, diversidade e equitabilidade variaram espacialmente, enquanto a riqueza, temporalmente. A análise de correlação canônica (CCA) mostrou que temperatura, DBO₅, sólidos suspensos e dureza responderam por 46% da variabilidade dos dados de abundância numérica das espécies. Os resultados sugerem que amostradores ativos e passivos reproduzem diferentes imagens da assembleia por eles amostrada, indicando que o delineamento amostral para estudos com peixes nesses ecossistemas deve contemplar tais diferenças. As diferenças ambientais dos subsistemas refletem em diferenças na qualidade da água e os resultados obtidos confirmam os pressupostos do gradiente trófico. A estrutura das assembleias de peixes foi mais variável em resposta as condições ambientais em escala espacial, enquanto que temporalmente, houve maior coerência na variabilidade dos dados. As relações das espécies com as variáveis ambientais são discutidas com base no comportamento alimentar e/ou reprodutivo das mesmas e na qualidade do habitat. Tais resultados podem ser úteis como subsídio a elaboração de estudos de manejo costeiro do SRT, sobretudo com relação aos recursos pesqueiros, e na proposição de modelos de estrutura das assembleias de peixes de lagoas costeiras subtropicais.

Palavras chave: Ictiofauna, lagos rasos, rede de arrasto de praia, redes de emalhe, variáveis abióticas, gradiente trófico, composição, riqueza, diversidade, dominância, planície costeira, manejo costeiro, recursos pesqueiros.

ABSTRACT

Coastal lakes ecosystems are crucial for conserving biodiversity both locally and globally. The river Tramandaí system (SRT) comprises a series of shallow coastal lagoons, connected by natural channels, and has an output via Tramandaí estuary into the ocean. This system is divided into two subsystems, north and south of the Tramandaí estuary, as result of hydrodynamic patterns, influence of wind and environmental characteristics that define the subsystems. A trophic gradient decreasing from north to south in those lagoons was identified. In this study is tested the hypothesis of spatial (lagoons and subsystems) and temporal (seasons) variabilities in the amplitude of abiotic variables and descriptors of the fish assemblages (species composition, richness, diversity, dominance) in the SRT. It also assessed the relationship between abiotic variables and descriptors of the fish assemblages in these subsystems. Is compared the selectivity of the active fishing (beach seining) and passive (gill netting) fishing. Sampling was conducted from November 2008 to April 2010 with beach seine and gill nets in the littoral zone of lakes Itapeva, Quadros and Malvas in north subsystem, and Fortaleza, Rondinha and Barros lakes, in south subsystem. Between April 2009 and March 2010 water samples were collected and ten variables were measured in the laboratory. Analyses of ordination (NMDS) showed clear differences in composition, numerical abundance (CPUE_n) and biomass (CPUE_b) of species between samplers. The analysis of similarity (ANOSIM and SIMPER) showed low similarity of these parameters between nets. There was a difference in the size of the fish caught with beach seine and gill nets. Turbidity and BOD₅ averages were higher in the northern subsystem, while the conductivity, salinity, hardness, total dissolved solids and Secchi transparency in the south subsystem. Temporally were observed differences in temperature, pH, salinity, turbidity, hardness, total dissolved solids, dissolved oxygen, suspended solids and depth, but only the data for pH, conductivity, turbidity, BOD₅ showed interaction between the factors space and time. The assemblages of the shallow margins of the coastal zone were dominated

by ten species resulting in high similarity of composition, CPUE_n and CPUE_b between subsystems. Species richness varied spatially and temporally, while diversity and evenness only spatially and CPUE_n and CPUE_b only temporally. The assemblages of the pelagic regions of the coastal zone were dominated by seven species with numerical dominance of *L. anus* and *A. aff. fasciatus* in north subsystem. The NMDS showed greatest similarity in composition, CPUE_n and CPUE_b between samples of the same subsystem, the ANOSIM however, showed no significant results for rejection of the null hypothesis. CPUE_n and _b, diversity and equitability varied between lakes and subsystems, while the richness between seasons. The canonical correlation analysis (CCA) showed that four variables (temperature, BOD, suspended solids and hardness) account for 46% of data variability of species abundance. Samples of the north subsystem were directly influenced by temperature, BOD and suspended solids while the south subsystem by the hardness. The results suggest that active and passive samplers reproduce different images of the assemblage sampled and indicate that the sampling design for studies of these ecosystems should include such differences. The environmental differences in subsystems reflect in water quality differences and the results confirm the assumptions of a trophic gradient decreasing from north to south in the SRT. The structure of the fish assemblages was more variable in response to environmental conditions in spatial scale between subsystems, while there was greater consistency in the temporal variability of the data. The relationships between the species and environmental variables are discussed based on the feeding behavior and / or reproduction of the same and by habitat quality. These results may be useful as an aid to preparing studies of coastal management of SRT, especially with respect to fisheries, and in proposing models of the structure of the fish assemblages of subtropical coastal lagoons.

Keywords: Ichthyofauna, shallow lakes, beach seine, gill nets, abiotic variables, trophic gradient, composition, richness, diversity, dominance, coastal plain, coastal management, fishery resource.

INTRODUÇÃO

Lagoas costeiras variam desde pequenas depressões preenchidas com água da chuva e/ou do mar a corpos d'água de grandes dimensões. Definidas como corpos d'água lênticos, as lagoas costeiras neotropicais abrigam uma proporção considerável da biodiversidade dos ambientes aquáticos continentais dessa região biogeográfica (Esteves *et al.*, 2008). São regiões de interface entre zonas costeiras, águas interiores e águas costeiras marinhas (Esteves, 1998a). Tais formações são cruciais para conservação da biodiversidade local e global (Moss, 2000). Em nível regional esses ecossistemas podem contribuir mais para a biodiversidade do que outros ecossistemas aquáticos de água doce, tais como rios, riachos e lagoas temporárias (Williams *et al.*, 2003).

A biodiversidade contida nestas lagoas esta inserida, muitas vezes, em grandes extensões de dunas e praias, que atualmente são ameaçadas pelo crescente avanço imobiliário desordenado, com incrementos de descaracterização dos ambientes através dos loteamentos e extração de areia (Bege & Marterer, 1991). Adicionalmente as lagoas costeiras estão inseridas no bioma da Mata Atlântica, uma das regiões mais ricas em biodiversidade do mundo e atualmente considerada a segunda mais ameaçada de extinção, perdendo apenas para as florestas da ilha de Madagascar na costa da África (Campanilli & Prochnow, 2006).

Historicamente, os estudos com comunidades biológicas procuram estabelecer se as comunidades contêm assembleias discretas e não aleatórias e se as espécies e, conseqüentemente as comunidades, são reguladas por fatores bióticos ou abióticos (Jackson *et al.*, 2001). Em ecologia de peixes, um dos principais objetivos é reconhecer as respostas funcionais de populações e comunidades frente à variabilidade ambiental (Winemiller *et al.*, 2000).

No entanto, a percepção da importância dos diversos fatores bióticos e abióticos na dinâmica das assembleias de peixes geralmente depende da escala em que o estudo é conduzido

(Brazner & Beals, 1997). Em lagos, os estudos em pequena escala, geralmente, direcionam-se para as questões relativas ao uso e partição do hábitat, entre diferentes pontos dentro do mesmo lago. Em escalas mais amplas, os estudos focam sobre o grau de associação entre as principais condições ambientais e os padrões de composição das comunidades entre lagos, usando cada lago como uma unidade amostral (Jackson *et al.*, 2001).

Grande parte do referencial teórico sobre o papel de variáveis bióticas e abióticas sobre a estrutura das assembleias de peixes em lagos é oriunda de regiões de clima temperado. Nesses ecossistemas, os estudos realizados em escalas espaciais e temporais amplas, têm demonstrado uma forte associação entre sazonalidade e variações de temperatura na estruturação das assembleias de peixes. Os ciclos sazonais de congelamento afetam o regime de misturas das águas, a disponibilidade de nutrientes e de oxigênio dissolvido, induzindo mudanças na estrutura do habitat (crescimento de macrófitas aquáticas e níveis da água), alterando a distribuição das espécies, as interações entre predadores e suas presas e, conseqüentemente, a composição da comunidade (Tonn & Magnuson, 1982; Scheffer, 1998; Hatzenbeler *et al.*, 2000).

Resultados apontam para uma relação positiva entre a área, a profundidade de lagos e a riqueza de espécies de peixes nesses ecossistemas, condizentes com algumas predições da teoria de biogeografia de ilhas (Tonn & Magnuson, 1982; Eadie *et al.*, 1986; Jackson & Harvey, 1989; Scheffer, *et al.*, 2006). Em banhados costeiros e habitats litorâneos do lago Michigan, a análise de fatores bióticos e abióticos mostrou que as assembleias de peixes são diferentes espacialmente respondendo a diferenças na turbidez da água, associadas a um gradiente trófico. A natureza imprevisível desses habitats, no entanto, sugere que competição e predação tenham um papel menos importante na estruturação das assembleias (Brazner & Beals, 1997).

Em menor escala, os papéis do estado de nutrientes, da cobertura de macrófitas submersas e da profundidade da água têm sido avaliados como fatores estruturadores das

assembleias de peixes de lagos rasos da Dinamarca. O aumento da carga de nutrientes promove alterações na teia trófica, as quais estão associadas à diminuição na quantidade de peixes piscívoros e aumento na quantidade de peixes planctívoros, com deteriorização da qualidade da água, aumento da turbidez, e conseqüente perda de diversidade. Esses padrões bem definidos tem tornado a biomanipulação (controle *top down*) uma ferramenta eficaz na restauração de lagos eutrofizados (Jeppesen *et al.*, 1997, 2000, 2005).

Por outro lado, em lagos subtropicais, os modelos em estrutura de assembleias de peixes tem se mostrado diferentes aos descritos para lagos temperados. Em geral, as assembleias apresentam maior riqueza, densidade, biomassa e diversidade trófica (com predominância de onívoros e ausência de piscívoros verdadeiros) e peixes de menor tamanho, tornando a cascata trófica menos previsível (Jeppesen *et al.*, 2005; Teixeira de Mello *et al.*, 2009). Algumas predições, oriundas da base teórica das zonas temperadas, foram testadas para riqueza de espécies de peixes entre lagos rasos túrbidos e claros da costa Uruguaia. Como esperado, a riqueza de espécies aumentou com a área do lago, mas diminuiu com o aumento da cobertura de macrófitas submersas. Maiores riquezas em espécies foram verificadas em lagos grandes e túrbidos. Uma proposição de cenário ambiental, no entanto, aponta para maiores riquezas de peixes em lagos grandes, claros, e dominados por plantas (Kruk *et al.*, 2009).

Embora um grande número de lagoas costeiras possa ocorrer dentro de uma área relativamente pequena, garantindo uma alta similaridade em termos de suas exposições a fatores regionais de ampla escala, tais como, clima, condições edáficas e proximidade do mar, por outro lado, esses ecossistemas podem ser fisiograficamente diversificados, apresentando uma variedade de tamanhos, morfometria, características químicas da água, posições na paisagem e estado trófico (revisado em Esteves *et al.*, 2008). A planície costeira do extremo sul do Brasil corresponde a uma zona biogeográfica de transição temperada-quente devido à influência da Convergência Subtropical no Oceano Atlântico Sudoeste (Seeliger *et al.*, 1997).

Esta região apresenta uma centena de lagoas costeiras de origem geológica recente (5.000 anos) (Tomazelli & Villwock, 2005).

Inserido na porção norte dessa planície, o sistema do rio Tramandaí (SRT) apresenta uma série de lagoas conectadas por canais naturais, e que apresentam uma saída permanente, via barra, para o oceano. Essa e outras bacias costeiras do sul do Brasil suportam uma fauna de peixes altamente endêmica (Langeani *et al.*, 2009). A região é a segunda mais significativa do Estado em número de pescadores artesanais (Garcez & Sánchez-Botero, 2005), com destaque para a pesca comercial nas lagoas costeiras (Cotrim & Miguel, 2007). Outras atividades antrópicas incluem principalmente o plantio de arroz, a criação de gado e o turismo (Machado, 2009).

Baseado no regime hidrológico, essa série de lagoas conectadas foram divididas em dois subsistemas (norte e sul), a partir da barra de conexão com o mar. Padrões diferenciados de salinidade foram verificados e relacionados à influência das marés, ao tipo de comunicação com o mar, ao afastamento da costa e a influência dos ventos, e apontam para teores mais elevados de salinidade nas lagoas do subsistema sul (Schwarzbold & Schäfer, 1984; Würdig, 1987).

A partir de dados morfométricos e ambientais, as lagoas de ambos os subsistemas foram caracterizadas (Schäfer, 1988). Dados de profundidade e área evidenciam a formação de pelo menos dois grupos, com lagoas rasas de maior superfície ao norte e lagoas menores e mais profundas em direção ao sul. Todas as lagoas do SRT foram consideradas mesotróficas segundo índices tróficos baseados em transparência, fósforo total e demanda química de oxigênio. Observou-se, contudo, um gradiente ecológico de norte à sul, no estado trófico dessas lagoas, com as lagoas do subsistema norte apresentando valores tróficos superiores às lagoas do subsistema sul.

Em razão dessa variabilidade ambiental, as lagoas costeiras subtropicais do SRT tornam-se interessantes sistemas modelo no estudo dos papéis de variáveis bióticas e abióticas

na formação de padrões em estrutura de comunidades. Estudos em escalas espaciais amplas têm demonstrado que essa variabilidade interfere nos padrões de distribuição e abundância de espécies de invertebrados aquáticos. Destacam-se as variações de salinidade, condutividade elétrica, tipo de sedimento e os efeitos causados pela poluição doméstica em lagoas com características estuarinas e próximas a centros urbanos (Chomenko & Schäfer, 1984; Würdig, 1988; Pedrozo & Rocha, 2005; Campello, 2006), e as variações de profundidade, transparência, fosfato, cálcio e demanda química de oxigênio em lagoas inteiramente de água doce (Lanzer & Schäfer, 1988).

Com relação à ictiofauna do SRT, no entanto, os estudos têm focado principalmente na biologia de determinadas espécies (Fontoura *et al.*, 1994; Hartz *et al.*, 1997; Fialho *et al.*, 1998; Braun *et al.*, 2000; Artioli *et al.*, 2002; Becker *et al.*, 2003; Nunes *et al.*, 2004 entre outros). Mesmo em pesquisas com escalas espaciais amplas, o enfoque tem sido dirigido a padrões de composição (Malabarba & Isaia, 1992) e riqueza (Guimarães, 2009). Os estudos relacionados à estruturação das assembleias em função da variabilidade ambiental, ainda que em escalas temporais amplas, restringem-se a corpos d'água específicos, como é o caso das lagoas Tramandaí e Armazém (Silva, 1982; Ramos & Vieira, 2002) e as lagoas Caconde (Hartz, 1997), Custódias (Fialho, 1998) e Fortaleza (Schifino *et al.*, 2004). Nesses estudos, variações temporais e espaciais de composição e abundância de espécies foram verificadas, e atribuídas às variações na estrutura do habitat, de temperatura e salinidade. Não há, portanto, estudos que avaliem comparativamente o papel de variáveis abióticas nos padrões de estrutura em assembleias de peixes de diferentes lagoas do SRT.

Estudos em escalas espaciais amplas podem facilitar a detecção dos efeitos de fatores abióticos, pois a amplitude de variação de tais fatores tende a ser maior (Jackson *et al.*, 2001). Uma vez que, em lagos, os peixes usualmente representam um importante componente biológico, desempenhando um papel chave na teia trófica (Scheffer, 1998; Vander Zanden & Vadeboncoeur, 2002; Schindler & Scheuerell, 2002), o conhecimento dos padrões de

funcionamento das assembleias pode ajudar a tomar medidas e políticas adequadas para evitar a eutrofização ou subsidiar projetos de restauração adequados (Jeppesen *et al.*, 2005). O entendimento das dinâmicas ecológicas de lagoas é importante para o planejamento e implementação de estratégias de manejo costeiro (Kjerve, 1994). A elaboração de modelos ecológicos de estrutura das assembleias de peixes de lagoas costeiras subtropicais permite que predições possam ser feitas tendo como base a modelagem em distintos cenários. Por exemplo, a comparação com os padrões verificados em clima temperado permite fazer previsões sobre mudanças na estrutura das assembleias nessas regiões, frente à crescente evidência de aquecimento global (Teixeira de Mello *et al.*, 2009).

A amostragem das assembleias de peixes, no entanto, pode ser complicada pela ampla variação em tamanho, mobilidade e comportamento dos peixes (Hayes, 1989), e revelar a real abundância e estrutura das assembleias pode ser uma tarefa difícil (Olin *et al.*, 2009). Todos os métodos de amostragem de peixes que estimam abundância de espécies, distribuição e estrutura de tamanho são influenciados em algum grau e as conclusões advindas desses resultados podem ser comprometidas (Olin *et al.*, 2009). A amostragem com redes de emalhe tem sido o método mais aplicado para avaliar assembleias de peixes, abundância de espécies, e biomassa em lagos temperados (Deceliere-Vergès *et al.*, 2009). Sugere-se, contudo, que a confiabilidade dos dados de amostradores passivos possa ser melhorada por dados coletados com amostradores ativos (Olin *et al.*, 2009).

Estudos em lagoas costeiras no Estado do Rio Grande do Sul têm demonstrado padrões diferenciados em tamanho, composição e dominância dos peixes coletados com amostrador ativo (rede de arrasto de praia) e passivo (rede de emalhe) (Garcia *et al.*, 2006; Artioli *et al.*, 2009). No SRT, contudo, os estudos que avaliaram padrões de estrutura de assembleias de peixes em lagoas utilizaram-se apenas de redes de emalhe (Fialho, 1998; Schifino *et al.*, 2004), de modo que o número de espécies e a abundância de peixes de pequeno tamanho podem estar subestimados.

Nesse contexto, o presente estudo compara a seletividade de captura de um amostrador ativo (rede de arrasto de praia) e de um amostrador passivo em lagoas costeiras do SRT. Também avalia, com base nas diferenças ambientais entre as lagoas costeiras dos subsistemas norte e sul do SRT, a magnitude e o padrão de variação espacial e temporal de variáveis abióticas e de descritores das assembleias de peixes (composição, riqueza, diversidade, dominância) nessas lagoas.

1. Objetivo Geral:

Comparar variáveis abióticas e as assembleias de peixes de lagoas costeiras do SRT.

2. Objetivos Específicos:

1. Descrever comparativamente riqueza, composição, dominância e estrutura de tamanhos das espécies de peixes coletadas com rede de arrasto de praia e redes de emalhe.

2. Comparar espacial e temporalmente variáveis abióticas entre lagoas costeiras dos subsistemas norte e sul do SRT.

3. Confrontar descritores ecológicos das assembleias de peixes da zona litoral (composição, riqueza, diversidade, dominância e tamanho) entre os subsistemas norte e sul do SRT.

4. Investigar a existência de padrões temporais de descritores ecológicos das assembleias de peixes da zona litoral.

5. Avaliar as relações entre variáveis abióticas e abundância numérica das espécies de peixes das assembleias da zona litoral nos subsistemas norte e sul do SRT.

MATERIAIS E MÉTODOS

1. Área de Estudo:

A bacia do rio Tramandaí está situada na porção nordeste do Estado do Rio Grande do Sul entre as coordenadas 29°17' a 30°18' de latitude Sul e 49°44' a 50°24' de longitude Oeste (disponível em http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/bacia_tramandai.asp), possui uma área de drenagem de aproximadamente 2.540 km², dos quais 450 km² de superfícies de corpos d'água (Lopardo, 2002). Compõem a bacia do rio Tramandaí, as sub-bacias dos rios Três Forquilhas e Maquiné e o sistema lagunar de Tramandaí, o qual será referido aqui como sistema do rio Tramandaí (SRT). Sua faixa costeira é de aproximadamente 115 km, e estende-se desde as nascentes dos rios Maquiné e Três Forquilhas (a oeste) até o norte da lagoa Itapeva e até o sul da lagoa Corvina. Todos estes rios e lagoas escoam em direção a foz do rio Tramandaí. Dezesete municípios têm ao mínimo 6% de sua área dentro dos limites da bacia hidrográfica, contabilizando uma população residente de aproximadamente 198.000 habitantes distribuídos entre as zonas rurais e urbanas. Esse número pode subir para 1 milhão no período de veraneio (Plano da bacia hidrográfica do rio Tramandaí, disponível em: <http://www.comitetramandai.com.br/>).

O SRT corresponde a uma pequena faixa de aproximadamente 1.800 km². Têm como limite oriental o Oceano Atlântico e limite ocidental as encostas da Serra Geral, que estendem-se desde o interior do município de Torres até poucos quilômetros ao sul do município de Osório. Parte desse sistema é composto por diversas lagoas costeiras, na sua maioria rasas, isoladas ou conectadas por canais naturais de água doce, formadas a partir de regressões e transgressões marinhas, através de processos de erosão e deposição juntamente com a ação eólica (Tomazelli & Villwock, 2005). As lagoas conectadas são separadas pelo estuário de Tramandaí em dois subsistemas, norte e sul. O subsistema norte tem menor influência das marés, pois recebe o aporte de água das escarpas da Serra Geral via principais tributários do

sistema (rios Três Forquilhas e Maquiné), enquanto o subsistema sul recebe aporte de água basicamente das chuvas, sendo mais influenciado pelas marés (Schwarzbald & Schäfer, 1984).

Neste trabalho estudaram-se as lagoas Itapeva (95,16 km²), Quadros (119 km²) e Malvas (55,08 km²), que fazem parte do subsistema norte. São lagoas morfologicamente tipificadas como de grande superfície (> 20 km²) e de pequena (< 3 m) à média (> 3 e < 5 m) profundidade. A lagoa Malvas, na verdade, é parte integrante de um corpo d'água único, que recebe três denominações (Malvas, Palmital e Pinguela), mas que será tratado aqui apenas como lagoa Malvas. No subsistema sul estudou-se as lagoas Fortaleza (18,54 km²) e Rondinha (8,92 km²). São lagoas morfologicamente tipificadas como de pequena (< 10 km²) à média (> 10 e < 20 km²) superfície e de pequena profundidade. A lagoa Barros (9,2 km²) (isolada das demais e citada como Barros-Solidão em Schäfer, 1988) faz parte de uma série de lagoas assimétricas, profundas (> 5 m), transparentes e com baixo grau de trofia (ver Schwarzbald & Schäfer, 1984; Schäfer, 1988 e Schäfer *et al.*, 2009a), mas que será tratada aqui como parte integrante do subsistema sul (Figura 1). Todas as lagoas têm margens colonizadas por estandes de macrófitas aquáticas emergentes, sendo *Schoeloplectus californicus* (junco) uma das mais representativas (Prado, 2009).

O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen é, basicamente, subtropical úmido sem estação seca (Cf), com verão quente (Cfa) e precipitação regularmente distribuída ao longo do ano. A ação dos ventos é muito importante, pois seus efeitos são sentidos em toda a planície. Predominam ventos dos quadrantes nordeste (NE) e leste (L) durante os meses de primavera e verão. Como sopram do oceano, esses ventos são também úmidos, ocasionando chuvas convectivas, irregulares na distribuição espacial e normalmente no final da tarde. Durante os meses de outono e inverno predominam ventos dos quadrantes sul (S) e sudoeste (SW). O contato de massas polares e tropicais nessa época forma ciclones extratropicais, os quais atingem o sul do Brasil trazendo chuvas frontais mais homogêneas quanto à distribuição espacial. O litoral norte é a região mais quente do Estado, com temperatura média anual de

19°C. A amplitude térmica oscila entre 8,5°C em Torres e 10,2°C em Mostardas. A precipitação anual é uma das mais baixas do Estado e varia de 1.121 mm em Mostardas até 1.654 mm em Maquiné (Ferraro & Hasenack, 2009). As marés que atuam na costa do Rio Grande do Sul são do tipo diurna e apresentam uma baixa amplitude, em torno de 0,3 a 1,0 m, sendo o vento seu principal componente, pois é superior as forças astronômicas (Lira *et al.*, 1976 *apud* Fialho, 1998).

2. Desenho Amostral:

Amostragens mensais de novembro de 2008 a abril de 2010 foram conduzidas no âmbito do projeto “Monitoramento da qualidade da água e do sedimento e comportamento do pescado no litoral norte do Rio Grande do Sul, com vistas à preservação ambiental e desenvolvimento da pesca profissional artesanal” (SEAP/CECLIMAR – Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca e Centro de Estudos Costeiros, Limnológicos e Marinhos – UFRGS) em 11 pontos amostrais, distribuídos na zona litoral das lagoas Itapeva (S29°35’53,4” O49°58’34”), Quadros (S29°45’46,6” O50°05’15,8”) Malvas (S29°47’19,9” O50°06’42,2”), Fortaleza (S30°8’35,1” O50°12’50,7”), Rondinha (S30°13’14,5” O50°14’44,8”) e Barros (S30°32’20,6” O50°24’40,8”), com uso de dois amostradores: 1) redes de emalhe com malhas de 15, 20, 25, 30, 35, 40, 50, 60 e 70 mm entre-nós adjacentes. Cada malha corresponde a um pano de rede de 30 metros de comprimento e 1,5 metros de altura, totalizando uma rede de 270 metros de comprimento e área de 405 m². As redes foram colocadas no início da tarde em um ponto amostral por lagoa, próximas a vegetação marginal em profundidades de 1 a 3 metros, e retiradas na manhã seguinte, permanecendo, em média, 18 horas na água. 2) rede de arrasto de praia (tipo picaré) de 10 metros de comprimento e 2 metros de altura, malha de 5 mm entre-nós adjacentes, utilizada em margens rasas não vegetadas em profundidades de até 1 metro. Em cada ponto amostral (exceto na lagoa Malvas onde não foi utilizada rede de arrasto de praia) foi empregado um esforço de cinco arrastos perpendiculares a margem. Em cada arrasto a área

amostrada foi de aproximadamente 100 m², totalizando em torno de 500 m² de área amostrada em cada ponto. Os arrastos foram realizados pela manhã, antes da retirada das redes de emalhe. Os peixes coletados foram fixados em formaldeído 10% e, posteriormente, transferidos para álcool 70%.

Concomitante às amostragens variáveis abióticas foram medidas. Temperatura da água (°C) (Oxímetro Instruterm MO – 890), profundidade (cm) e transparência (cm) (Disco de Secchi) foram medidas durante todo o período. Entre abril de 2009 e março de 2010, amostras de água foram coletadas com garrafa de Van Dorn a 20 cm de profundidade e outras dez variáveis foram mensuradas em laboratório. Condutividade (mS cm⁻¹), pH, turbidez (NTU), dureza (mg L⁻¹), sólidos totais dissolvidos (mg L⁻¹), oxigênio dissolvido (mg L⁻¹), DBO₅ (mg L⁻¹) e sólidos suspensos (mg L⁻¹) foram medidos conforme APHA (1998), salinidade (‰) conforme Baumgarten *et al.* (1996) e clorofila *a* (µg L⁻¹) conforme Golterman *et al.* (1978). Todas as medidas e amostras d'água foram tomadas logo após a retirada das redes de emalhe.

3. Processamento e Análise dos Dados:

3.1 Procedimentos Gerais

Em laboratório os peixes foram separados por espécie, contados, medidos em seu comprimento total (mm) (até 50 indivíduos por amostra) e pesados em conjunto (por espécie) para cada amostrador, lagoa e mês de coleta. Espécimes de “peixes-rei” (gên. *Odontesthes*) menores que 140 mm de comprimento padrão foram considerados juvenis e identificados como *Odontesthes spp.* (Malabarba & Dyer 2002). Juvenis de “peixe-cachorro” (gên. *Oligosarcus*) de difícil identificação foram também identificados como *Oligosarcus spp.* Espécimes representativos foram depositados na coleção de peixes do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil (Lotes: 12066, 15305, 12645, 15306, 15307, 15303, 16248, 12088, 12087, 16278, 16279, 15301, 16280, 16247, 13289, 13290, 13292, 13293, 13294, 13291, 16281, 15302, 11902, 11901, 11900, 15304).

3.2 Comparação entre amostradores (Objetivo 1)

As espécies foram listadas por ordem e família e atribuídos os seus valores absolutos de número total de indivíduos coletados e peso por amostrador e o seu comprimento total (CT) mínimo e máximo. Para comparar as assembleias em termos de suas constituições por grupo foram calculados os percentuais em número de espécies, indivíduos e biomassa para cada Ordem.

Cada amostra foi definida como um arrasto (100 m²) por lagoa e mês de amostragem (n = 433) ou pano de rede de emalhe (45 m²) por lagoa e mês de amostragem (n = 844). Os valores brutos de número de indivíduos de cada espécie por amostra foram transformados em captura por unidade de esforço (CPUE). A CPUE de cada espécie foi definida como o número de indivíduos coletados em um metro quadrado (ind./m²), no caso da rede de arrasto, e número de indivíduos por metro quadrado por hora de exposição da rede (ind./m²/h), no caso das redes de emalhe. Foram então calculados o percentual numérico (PN), baseado em CPUE, segundo a expressão $PN = (CPUE_i / \sum CPUE_t) * 100$ onde: CPUE_i é a captura por unidade de esforço da espécie i e CPUE_t é a captura por unidade de esforço das demais espécies; e a frequência de ocorrência relativa (Fr), definida como a razão entre o número de vezes em que a espécie ocorreu sobre o número total de amostras multiplicado por 100. Na comparação das assembleias em termos de dominância numérica e frequência de ocorrência de cada espécie foi utilizada uma combinação de PN e Fr onde os valores de cada espécie foram comparados às médias de cada amostrador, e classificadas em: abundantes e frequentes; abundantes e não frequentes; frequentes e não abundantes e apenas presentes. As espécies classificadas como abundantes e frequentes foram consideradas dominantes (Artioli *et al.*, 2009).

Para confrontar as assembleias em termos de composição de espécies e abundância numérica e em biomassa, matrizes de similaridade foram construídas, e os atributos calculados pelo coeficiente de Bray-Curtis. Foi então realizada análise exploratória de ordenação “non

metric dimensional scaling” (NMDS) após 25 *re-starts*, para avaliar num plano bidimensional a distribuição das amostras (nesse caso definidas como cada campanha de amostragem mensal em cada amostrador, $n = 36$) (Gauch, 1982). Para testar as hipóteses nulas de não haver diferença entre os valores das variáveis (espécies) entre os amostradores (fator), foi aplicada ANOSIM – *one way*, com 999 permutações. O resultado dessa análise gera um valor de R que atinge de -1 a +1, o qual se estiver próximo a zero a hipótese nula é aceita (Clarke & Gorley, 2006). Para realçar as principais espécies responsáveis pela formação dos grupos delineados utilizou-se o pacote estatístico similaridade de porcentagens (SIMPER). Esse procedimento decompõe a dissimilaridade média entre todos os pares de amostras em percentuais de cada variável, listando-as em ordem decrescente em relação as suas contribuições, sendo um método especialmente interessante para interpretar diferenças quando essas se mostram existentes após a análise de ANOSIM (Clarke & Gorley, 2006). Os dados de captura por unidade de esforço em número de indivíduos (CPUE_n) e captura por unidade de esforço em biomassa (CPUE_b) foram transformados pela expressão $x' = \log(x+1)$. Esses procedimentos foram realizados com auxílio do programa PRIMER *for windows* (versão 5.2.4).

Para a análise da estrutura de tamanho das assembleias foram estabelecidas classes de comprimento total (CT) de 10 mm. A variação da abundância por classe de CT das espécies dominantes foi baseada no cálculo de CPUE-CT (Vieira, 2006) e transformada em CPUE-CT percentual (%). A CPUE-CT% foi obtida por meio da razão entre a soma do fator de ponderação $FP = N/n$ (onde N é o número de indivíduos capturados na amostra e n o número de indivíduos medidos) das espécies por CT e o somatório geral do FP para todas as classes ($FP-CT / \sum FP * 100$).

3.3 Comparação entre subsistemas e temporal (Objetivos 2 à 5)

Os dados brutos de número de indivíduos (n) e biomassa total (b) por espécie foram padronizados em captura por unidade de esforço (CPUE n e b). A CPUE é definida como a

razão entre o número total de indivíduos ou biomassa total por espécie e o esforço. No caso das redes de emalhe o esforço foi definido como número de horas que as redes permaneceram na água ($n^{\circ}\text{ind.}/n^{\circ}\text{horas}$) e no caso da rede de arrasto o número de arrastos ($n^{\circ}\text{ind.}/n^{\circ}\text{arrastos}$).

Para comparar as assembleias de peixes das lagoas costeiras dos subsistemas norte e sul em termos de dominância, foram calculados os valores de abundância numérica (CPUE_n%) e em biomassa (CPUE_b%), e as frequências de ocorrência (FO) e frequência relativa (Fr) de cada espécie por subsistema e temporal. Para as capturas com as redes de emalhe foram utilizados os dados de abundância numérica e biomassa das espécies nas seis lagoas estudadas. Já para as capturas com a rede de arrasto de praia foram utilizados apenas os dados das lagoas Itapeva e Quadros, no subsistema norte, e os dados das lagoas Fortaleza e Rondinha no subsistema sul. Esses valores foram utilizados para compor um valor de importância (VI) segundo a expressão: $VI = (CPUE_n\% + CPUE_b\% + FO)/3$ (adaptado de Brower & Zar, 1977). Este valor atinge de 0 a 300 e quando dividido por 3 ele é referido como um percentual de importância. A partir do VI foi calculado o valor de importância relativo (VIR) de cada espécie, segundo a expressão: $VIR = VI_i / \sum VI_i$ onde VI_i é o valor de importância da espécie i e $\sum VI_i$ é o valor de importância das demais espécies. Foram consideradas dominantes as espécies que, juntas, somaram pelo menos 75% do VIR entre subsistemas e estações do ano. Para ambos os amostradores, as espécies foram listadas em ordem decrescente segundo a soma do VIR nos subsistemas norte e sul.

Para avaliar similaridades espaciais e temporais de variáveis abióticas, presença/ausência de espécies, CPUE_n e CPUE_b, foram empregadas análises multivariadas de similaridade (ANOSIM), de ordenação (NMDS – “Non Metric Multidimensional Scaling”) e similaridade de porcentagens (SIMPER). Matrizes de similaridade foram construídas, e os atributos calculados pelo coeficiente de Bray-Curtis. As matrizes foram construídas a partir dos valores das variáveis (abióticas, presença/ausência, CPUE_n e CPUE_b), por amostra (lagoa, $n = 99$) em cada subsistema (fator A) e estação do ano (fator B), definidas como: jan. a mar., verão; abr. a jun., outono; jul. a set., inverno; out. a dez., primavera. Para testar as hipóteses nulas de

não haver diferença entre os valores das variáveis entre os subsistemas norte e sul e sazonal, foi aplicada ANOSIM – *two way crossed analysis*, com 999 permutações.

A distribuição das amostras foi avaliada num plano bidimensional, através de ordenação exploratória “non metric dimensional scaling” (NMDS). Para realçar as principais variáveis abióticas e espécies responsáveis pela formação dos grupos delineados nessa análise utilizou-se o pacote estatístico similaridade de porcentagens (SIMPER). Todos os dados foram transformados pela expressão $x' = \log(x+1)$ e somente os dados abióticos foram padronizados pela equação $(x-\mu)/\delta$, onde μ é a média da amostra e δ o desvio padrão (Field *et al.*, 1982).

A riqueza de espécies em cada subsistema foi avaliada por meio de curvas de rarefação de espécies em relação ao número de indivíduos capturados (Gotelli & Colwell, 2001). A diversidade alfa foi medida pelo índice de Shannon e a equitabilidade pelo índice de Pielou (Magurran, 2004). Utilizou-se o programa ESTIMATES S 8.2 (Colwell, 2009) após 1000 aleatorizações sem substituição. Riqueza (número de espécies), diversidade (Shannon) e equitabilidade (Pielou) foram avaliadas sob a base espacial (lagoas e subsistemas) e temporal (sazonal).

As hipóteses de diferenças nos valores médios das variáveis abióticas de riqueza, CPUE n e b, diversidade e equitabilidade, entre lagoas, subsistemas e estações sazonais foram avaliadas pelos testes não-paramétricos de Kruskal – Wallis e Wilcoxon ou, quando atendidos os pressupostos da normalidade e igualdade de variâncias, pelos testes paramétricos ANOVA e teste *t*. Os dados de CPUE_n e CPUE_b foram transformados pela expressão $x' = \log(x+1)$, para atender a tais pressupostos. Para avaliação de diferença entre as médias das variáveis no tempo (sazonal) e no espaço (lagoas) foi utilizado o teste *a posteriori* de Tukey. Em todos os testes, não paramétricos e paramétricos, foi adotado o nível de 5% de significância. Utilizaram-se os programas estatísticos SYSTAT 12 *for windows* e R (versão 2.4.0). Para apreciação da dinâmica temporal das variáveis abióticas, foram construídos gráficos com os valores médios de cada variável por mês de amostragem e subsistema.

3.4 Relação entre variáveis abióticas e abundância numérica das espécies nas assembleias dos subsistemas norte e sul (Objetivo 6)

A determinação da relação entre a abundância numérica (CPUEn) das espécies de peixes coletadas com as redes de emalhe e as variáveis abióticas foi realizada por meio de uma Análise de Correspondência Canônica (CCA). A CCA foi elaborada com a matriz de dados com valores de CPUEn (referente as amostras obtidas no mesmo período das variáveis abióticas, vide M&M) das espécies dominantes (grupo dependente) e a matriz de dados abióticos (grupo independente). Foi utilizado o programa *CANOCO for windows* (versão 4.5) (ter Braak, 1995). Para testar a significância das variáveis abióticas foi utilizada a opção *automatic forward selection*. Na avaliação da relação entre as variáveis abióticas selecionadas e a CPUEn das espécies dominantes a CCA foi executada com o teste de Monte Carlo, o qual verificou a significância da análise. Foram utilizadas 999 permutações.

RESULTADOS

1. Padrões de riqueza, composição, dominância e estrutura de tamanho das espécies de peixes coletadas com redes de arrasto de praia e emalhe

1.1 Riqueza e Composição

Um total de 45.836 indivíduos pertencentes a oito ordens, 24 famílias e 56 espécies, com biomassa total de 547,9 kg foram coletados (Tabela 1). De forma geral, considerando os dois amostradores, as ordens Characiformes, Siluriformes e Perciformes representam pelo menos 80% das espécies coletadas (Fig. 2). Characiformes foram mais representativos em espécies, indivíduos e biomassa nas amostragens com rede de arrasto de praia (Fig. 3) em relação às amostragens com redes de emalhe, onde as ordens Siluriformes e Perciformes foram mais bem representadas (Fig. 4). Considerando o total de espécies dentro de cada ordem, Characiformes e Cyprinodontiformes são mais bem representados pelas capturas com a rede de arrasto, enquanto Siluriformes e Atheriniformes nas capturas com redes de emalhe (Fig. 5A). Em número de indivíduos as ordens Clupeiformes, Characiformes e Cyprinodontiformes são melhor representadas pela rede de arrasto, enquanto que as redes de emalhe representam melhor as ordens Siluriformes e Perciformes (Fig. 5B). Em biomassa a contribuição dos peixes capturados com as redes de emalhe nas diferentes ordens é bem superior aos capturados com a rede de arrasto, a exceção de Cyprinodontiformes, os quais não foram capturados pelas redes de emalhe (Fig. 5C).

A rede de arrasto de praia capturou 44 espécies (78,5%) sendo 16 exclusivas a esse amostrador, enquanto as redes de emalhe capturaram 40 espécies (71,4%) sendo 12 exclusivas (Tabela 1). Somente 29 espécies foram coletadas em ambos os amostradores, o que resultou em alta dissimilaridade de presença/ausência de espécies entre as amostras (Fig. 6A). A ANOSIM apresentou resultado altamente significativo para diferenças em composição de espécies ($R =$

0,974). A análise SIMPER revelou dissimilaridade de 52,62% entre as amostras. De forma geral, espécies de pequeno porte e de captura exclusiva a rede de arrasto contribuíram mais para as diferenças observadas (Tabelas 1 e 2).

1.2 Dominância e Estrutura de Tamanhos

Doze espécies foram consideradas dominantes numericamente, contudo, somente uma (*Astyanax aff. fasciatus*) foi considerada dominante em ambos os amostradores. As demais espécies dominantes foram diferentes entre os amostradores resultando também em alta dissimilaridade em termos quantitativos (Fig. 6B). A biomassa seguiu o mesmo padrão de dominância verificado para os dados de abundância numérica, entretanto, quatro espécies foram dominantes somente em peso (Tabela 3; Fig. 6C). A ANOSIM mostrou resultado significativo para diferença numérica (CPUEn) e biomassa (CPUEb), $R = 1$ e $R = 0,945$ respectivamente. A análise SIMPER revelou dissimilaridade média de 92,74% e 77,72% de CPUEn e CPUEb entre as amostras. Assim como para os dados de composição, as altas abundâncias de espécies de pequeno tamanho e de capturas exclusivas a rede de arrasto foram determinantes em estabelecer as diferenças numéricas entre as amostras (Tabelas 3 e 4). Em termos de biomassa, no entanto, espécies de maior porte e que foram dominantes nas amostragens com redes de emalhe contribuíram mais para a dissimilaridade entre os grupos (Tabelas 3 e 5).

A amplitude no tamanho dos peixes capturados foi alta, o menor indivíduo capturado tinha 9 mm de comprimento total (CT) e o maior 660 mm (Tabela 1). Enquanto a rede de arrasto de praia capturou principalmente indivíduos entre 20 e 50 mm de CT (Fig. 7A e 8), as redes de emalhe capturaram indivíduos acima de 80 mm de CT, sobretudo entre 100 e 200 mm (Fig. 7B e 8).

2. Variações espaciais e temporais de variáveis abióticas.

A análise de similaridade (ANOSIM) não mostrou diferença significativa de variáveis abióticas entre os subsistemas norte e sul ($R = -0,141$, nível de significância estatística da amostra = 100%). A análise de ordenação com NMDS não revelou tendência à segregação entre amostras dos subsistemas norte e sul (Fig. 9A).

Temporalmente a ANOSIM também não mostrou diferença significativa entre estações do ano ($R = -0,191$, nível de significância estatística da amostra = 100%). Todos os pares de amostras apresentaram valores de R próximos de zero, dando suporte à aceitação da hipótese nula. A NMDS não revelou agrupamentos bem definidos quando avaliadas as amostras por estação do ano (Fig. 9B).

No entanto, a análise inferencial revelou diferenças significativas ($p < 0,05$) nos valores médios de condutividade, salinidade, turbidez, dureza, sólidos totais dissolvidos (STD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e transparência entre os subsistemas norte e sul (Tabela 6). Enquanto os valores médios de turbidez, clorofila *a* e DBO diminuem das lagoas do subsistema norte para as do subsistema sul, o inverso ocorre com condutividade, salinidade, dureza, STD e transparência, refletindo possivelmente um gradiente trófico. As médias de salinidade, turbidez, dureza e transparência também mostraram variação significativa ($p < 0,05$) quando comparadas entre lagoas (Tabela 7). O teste de Tukey, no entanto, mostrou diferenças significativas ($p < 0,05$) apenas nas médias de turbidez das lagoas Itapeva e Quadros em relação às lagoas Fortaleza, Rondinha e Barros, nas médias de dureza das lagoas Fortaleza e Rondinha em relação a todas as outras, e nas médias de transparência da lagoa Barros em relação às demais lagoas, assim como, entre as médias das lagoas Itapeva e Fortaleza (Fig.10).

De forma geral um gradiente temporal de aumento de temperatura parece ser acompanhado de diminuições de salinidade, turbidez, dureza, STD, oxigênio dissolvido (OD), DBO e sólidos suspensos e aumentos de profundidade e transparência (Fig. 11). As médias sazonais mostraram diferenças significativas ($p < 0,05$) para quase todas as variáveis, a exceção

de condutividade, DBO e transparência. Houve interação entre os fatores local e sazonal nos dados de pH, condutividade, turbidez e DBO. As diferenças foram mais pronunciadas entre meses frios (outono e inverno) e quentes (primavera e verão) (Tabela 8).

3. Variações espaciais e temporais de descritores ecológicos das assembleias de peixes.

3.1 Rede de arrasto de praia

Um total de 26.789 indivíduos pertencentes a 19 famílias, 31 gêneros e 42 espécies, com biomassa total de 29,7 kg foram coletados. O subsistema norte apresentou riqueza observada de 33 espécies e 12.127 indivíduos capturados enquanto que no subsistema sul a riqueza observada foi de 38 espécies em 14.662 indivíduos capturados. O método de rarefação indica riqueza em espécies superior no subsistema sul quando considerado o mesmo número de indivíduos capturados (Fig. 12A).

A espécie *Cyanocharax alburnus* foi a mais representativa em número de indivíduos capturados (CPUE_n%) e em biomassa (CPUE_b%). Essa espécie representou mais de 50% da captura numérica e 20% da captura em peso em ambos os subsistemas (Tabela 9). Dezoito espécies foram consideradas dominantes nos subsistemas (*Cyanocharax alburnus*, *Astyanax eigenmanniorum*, *Jenynsia multidentata*, *Hyphessobrycon luetkenii*, *Astyanax* aff. *fasciatus*, *Odontesthes* spp., *Cheirodon ibicuiensis*, *Oligosarcus robustus*, *Geophagus brasiliensis*, *Hisonotus leucofrenatus*, *Corydoras paleatus*, *Astyanax jacuhiensis*, *Ctenogobius shufeldti*, *Platanichthys platana*, *Cheirodon interruptus*, *Oligosarcus jenynsii*, *Cyphocharax voga*, *Gymnogeophagus gymnogenys*). Dez dessas espécies (*C. alburnus*, *A. eigenmanniorum*, *J. multidentata*, *H. luetkenii*, *Odontesthes* spp., *C. ibicuiensis*, *O. robustus*, *G. brasiliensis*, *C. paleatus*, *C. shufeldti*) foram dominantes em ambos os subsistemas. Essas espécies representaram 97,7% da captura numérica (CPUE_n%) no subsistema norte e 98% no sul, resultando em alta similaridade em termos de abundância relativa entre os subsistemas. Em termos de abundância em biomassa e frequência de ocorrência, a contribuição das espécies

dominantes foi também similar entre os subsistemas (norte: CPUEb% = 87,2 e Fr = 82%; sul: CPUEb% = 95,5 e Fr = 80%). As espécies *A. aff. fasciatus*, *H. leucofrenatus* e *A. jacuhiensis* foram dominantes apenas no subsistema norte, enquanto *P. platana*, *C. interruptus*, *O. jenynsii*, *C. voga* e *G. gymnogenys*, apenas no subsistema sul (Tabela 9 e Fig. 13).

Sobre a base temporal, quando analisados o VIR das espécies por estações do ano em cada subsistema, vinte e cinco espécies além de juvenis de “peixe-cachorro” *Oligosarcus* spp. foram dominantes em pelo menos uma estação sazonal e subsistema. Duas espécies, *C. alburnus* e *J. multidentata*, foram dominantes em todas as estações em ambos os subsistemas. Os caracídeos *A. eigenmannorum*, *H. luetkenii*, *A. aff. fasciatus* e *C. ibicuiensis* também foram amplamente dominantes temporalmente, com predominância nas estações quentes de primavera e verão, embora também tenham sido dominantes no outono e inverno no subsistema norte. Outros caracídeos tais como *O. robustus*, *A. jacuhiensis*, *C. interruptus* e *O. jenynsii* mostraram clara dominância em meses quentes, assim como as espécies *G. brasiliensis*, *H. leucofrenatus*, *L. grossidens* e *C. voga*. Todas essas espécies, no entanto, mantêm o padrão geral de dominância quando comparadas entre os subsistemas. Por outro lado, as espécies *C. zebra*, *G. gymnogenys*, *P. australis*, *H. anisitsi*, *R. longicauda*, *R. quadrensis* e *P. caudimaculatus* foram dominantes em meses frios de outono e inverno, assim como as espécies *C. shufeldti*, *P. platana*, *C. paleatus* e juvenis de “peixe-rei” *Odonthestes* spp., embora algumas dessas últimas também tenham sido dominantes na primavera e verão. Juvenis de “peixe-cachorro” *Oligosarcus* spp. foram dominantes apenas na primavera no subsistema sul. A riqueza variou entre estações, sendo superior na primavera e verão (Tabela 10).

As análises exploratórias NMDS não revelaram segregação entre amostras dos subsistemas norte e sul (Fig. 14). Somente os dados de composição de espécies (Fig. 14A) parecem exibir alguma diferença entre os subsistemas. A ANOSIM apresentou resultados não significativos para a rejeição da hipótese nula ($R = 0,206$, $R = 0,238$ e $R = 0,187$ nível de significância estatística da amostra = 0,1%) de igualdade de composição de espécies, CPUEn e

CPUEb respectivamente. A análise de SIMPER revelou dissimilaridade média de 53,68%, 58,43% e 63,79% de composição, CPUEn e CPUEb, respectivamente, entre as amostras dos subsistemas norte e sul. As espécies que mais contribuíram para as diferenças observadas estão listadas nas tabelas 11 a 13. Sob a base temporal (estações do ano) a NMDS revela agrupamentos mais consistentes para os dados de composição, CPUEn e CPUEb entre amostras de primavera e verão, assim como entre outono e inverno, independentemente do subsistema. A ANOSIM, entretanto, não indica diferença entre estações do ano (pela média entre subsistemas), $R = 0,292$ nível de significância estatística da amostra = 0,1%. Os testes pareados, contudo, revelam os mais altos valores de R quando comparadas amostras da primavera e verão em relação às do inverno. Os valores de R foram significativos para diferenças de composição, CPUEn e CPUEb entre amostras do verão e do inverno (Tabela 14). A dissimilaridade média entre os grupos de amostras por estação do ano seguiu o mesmo modelo, com maiores diferenças entre amostras de primavera e verão em relação às de outono e inverno (Tabela 15).

A análise inferencial confirma os resultados obtidos pelos testes de similaridade. As médias de CPUEn e CPUEb não apresentaram diferença significativa quando comparadas espacialmente (lagoas e subsistemas) (Fig. 15), resultados significativos ($p < 0,001$), contudo, foram verificados entre estações sazonais, com capturas menos expressivas no outono e inverno em relação à primavera e verão (Fig. 16). As médias de riqueza, diversidade e equitabilidade mostraram diferenças espaciais significativas ($p < 0,001$). Em termos de riqueza a lagoa Itapeva foi significativamente diferente das demais (Itapeva vs Fortaleza $p < 0,001$; Itapeva vs Quadros $p = 0,01$; Itapeva vs Rondinha $p = 0,04$), um número maior de espécies foi coletado nessa lagoa. As lagoas e os subsistemas diferiram em diversidade e equitabilidade ($p < 0,001$) (Fig. 15). As médias de riqueza de espécies também diferiram temporalmente ($p < 0,001$). A estação de primavera foi significativamente diferente (primavera vs verão $p = 0,03$; primavera vs outono $p < 0,001$; primavera vs inverno $p < 0,001$), o número de espécies capturadas nessa estação foi

superior às outras (Fig. 16). Houve interação significativa entre os fatores espaço (subsistemas) e tempo (estações) para os dados de CPUEb ($p = 0,01$) e riqueza de espécies ($p = 0,03$) (Fig. 17 e Tabela 16).

3.2 Redes de emalhe

Um total de 10.356 indivíduos pertencentes a 16 famílias, 27 gêneros e 40 espécies, com biomassa total de 508,2 kg foram coletados. As famílias com maior número de espécies foram Characidae (9), Cichlidae (7) e Loricariidae (5). O subsistema norte apresentou riqueza observada de 35 espécies, valor superior ao verificado no subsistema sul (32) (Tabela 17), mas também apresentou maior número de indivíduos. Entretanto, considerando um número de indivíduos em torno de 3.100, semelhante ao capturado no subsistema sul (3.186), o método de rarefação estimou entre 30 e 32 espécies no subsistema norte, ou seja, não significativamente diferente em relação à riqueza observada no subsistema sul (Fig. 12B).

A espécie mais representativa em número de indivíduos capturados (CPUEn%) foi *Astyanax* aff. *fasciatus*, e em biomassa (CPUEb%), *Loricariichthys anus* (Tabela 17). Essas espécies representaram 70,6% da captura numérica e 51,3% da captura em peso no subsistema norte, enquanto apenas 27,5% e 28,3%, respectivamente, no subsistema sul, contribuindo para uma baixa similaridade em termos de abundância relativa entre os subsistemas.

Onze espécies foram consideradas dominantes nos subsistemas (*Loricariichthys anus*, *Astyanax* aff. *fasciatus*, *Cyphocharax voga*, *Geophagus brasiliensis*, *Oligosarcus robustus*, *Hoplias malabaricus*, *Lycengraulis grossidens*, *Odontesthes ledae*, *Oligosarcus jenynsii*, *Astyanax eigenmanniorum*, *Trachelyopterus lucenai*). Sete dessas espécies (*L. anus*, *A. aff. fasciatus*, *C. voga*, *O. robustus*, *G. brasiliensis*, *H. malabaricus* e *L. grossidens*) foram dominantes em ambos os subsistemas. No entanto, representaram 90,7% da captura numérica (CPUEn%) no subsistema norte, enquanto apenas 62% no sul. Em termos de abundância em biomassa e frequência de ocorrência, a contribuição das espécies dominantes foi mais similar

entre os subsistemas (norte: CPUEb% = 86,7 e Fr = 52,7%; sul: CPUEb% = 79,2 e Fr = 53,3%). As espécies *A. eigenmanniorum*, *O. jenynsii* e *O. ledae* foram dominantes apenas no subsistema sul, enquanto *T. lucenai*, apenas no subsistema norte (Tabela 17 e Fig. 13).

Sobre a base temporal, quando analisados o VIR das espécies por estações sazonais em cada subsistema, das onze espécies acima mencionadas, apenas *T. lucenai* não assume o papel de dominante, sendo substituída por três espécies (*Crenicichla maculata*, *Hyphessobrycon luetkenii* e *Astyanax sp.*). De forma geral os modelos em termos de dominância das espécies seguem um mesmo padrão temporal quando analisados dentro de cada subsistema, mas as diferenças na contribuição relativa dessas espécies se mantêm entre os subsistemas, sugerindo uma menor influência da dimensão temporal em relação à espacial na estruturação das assembleias de peixes nesses subsistemas (Fig. 18).

Os testes de similaridade (ANOSIM) apresentaram valores não significativos para diferenças de composição de espécies (R = 0,277), CPUE_n (R = 0,315) e CPUE_b (R = 0,303) entre subsistemas e estações do ano (R = 0,157, R = 0,15 e R = 0,229, respectivamente, nível de significância estatística das amostras = 0,1%). As análises de ordenação mostraram similaridades maiores entre amostras de um mesmo subsistema (Fig. 19). O alto valor do *stress* gráfico dessas análises, no entanto, indica que padrões interpretáveis podem ainda estar presentes (Clarke & Warwick, 2001).

A análise SIMPER revelou dissimilaridade média entre as amostras dos subsistemas norte e sul de 52,40%, 71,18% e 58,18% para os dados de presença/ausência, CPUE_n e CPUE_b, respectivamente. Em termos de composição, as espécies *T. lucenai*, *C. voga* e *L. grossidens* contribuíram mais para a dissimilaridade no subsistema norte, enquanto, *O. jenynsii*, *A. eigenmanniorum*, *H. malabaricus*, *O. ledae* e *G. brasiliensis* no subsistema sul (Tabela 18). Em CPUE_n as espécies *L. anus*, *A. aff. fasciatus* e *C. voga* contribuem com mais de 50% da dissimilaridade entre os subsistemas, enquanto, *G. brasiliensis*, *O. ledae* e *O. robustus* aparecem com menor contribuição (Tabela 19). Em CPUE_b as espécies *H. malabaricus* e *G.*

brasiliensis contribuíram mais para a dissimilaridade no subsistema sul, onde foram mais representativas, enquanto as espécies *L. anus*, *A. aff. fasciatus* e *C. voga* no subsistema norte, seguindo um padrão semelhante aos dados de captura numérica (Tabela 20).

Temporalmente a ANOSIM não apresentou diferenças significativas para composição, CPUE_n e CPUE_b. Resultado significativo ($R > 0,5$) foi verificado apenas para as diferenças de CPUE_b entre verão e inverno. Os maiores valores de R , no entanto, estiveram entre amostras do inverno em relação às demais estações (Tabela 21). A dissimilaridade média entre as estações se mostrou maior para os dados de captura numérica, em relação aos de composição e captura em biomassa. As amostras do outono e do inverno foram as que mais diferiram (Tabela 22).

A análise inferencial mostrou resultados significativos ($p < 0,001$) para rejeição da hipótese de igualdade entre as médias de captura numérica (CPUE_n) e biomassa (CPUE_b), diversidade de Shannon e equitabilidade de Pielou entre lagoas e subsistemas (Fig. 20). A CPUE_n e o número de espécies diferiram significativamente ($p = 0,02$ e $p = 0,01$ respectivamente) quando avaliados entre estações do ano (Fig. 21). De forma geral, esses resultados são congruentes aos obtidos pelos testes de similaridade (ANOSIM e SIMPER). As diferenças espaciais são mais evidentes entre lagoas de ambos os subsistemas, no entanto, dentro de cada subsistema foram mais pronunciadas quando comparadas a lagoa Itapeva às lagoas Quadros e Malvas, assim como, entre a lagoa Barros e as lagoas Fortaleza e Rondinha (Tabela 23). Por exemplo, no subsistema norte, as espécies *O. robustus*, *T. lucenai* e *A. aff. fasciatus* foram de duas a quatro vezes mais representativas em número de indivíduos na lagoa Itapeva do que nas lagoas Quadros e Malvas, exceto *T. lucenai*, igualmente abundante na lagoa Malvas. No subsistema sul, as espécies *L. grossidens*, *G. brasiliensis* e *A. eigenmanniorum* foram de duas a oito vezes mais representativas em número de indivíduos na lagoa Barros em relação à lagoa Fortaleza.

4. Relação entre espécies e variáveis abióticas.

Dentre as treze variáveis medidas, quatro (temperatura, DBO, sólidos suspensos e dureza) apresentaram correlação significativa ($p < 0,05$) com os eixos da ordenação. De acordo com a CCA, essas variáveis respondem por 46% da variabilidade dos dados de abundância das espécies. Os dois primeiros eixos explicam 87,4% da variância acumulada das variáveis espécies-abióticas (eixo 1, 67,7%; eixo 2, 19,7%) (Tabela 24). Quase todas as amostras do subsistema norte estão situadas no lado negativo do eixo 1 e foram diretamente influenciadas pelas variáveis temperatura, DBO e sólidos suspensos. As amostras do subsistema sul estão situadas no lado positivo do eixo 1 e foram inversamente influenciadas pela temperatura, DBO e sólidos suspensos, e diretamente pela dureza (Fig. 22A).

A abundância numérica das espécies dominantes segue um modelo semelhante. As espécies mais representativas em número de indivíduos capturados (*A. fasciatus* e *L. anus*), e altamente dominantes no subsistema norte estão mais correlacionadas à sólidos suspensos e DBO, ao contrário de espécies mais representativas no subsistema sul (*A. eigenmanniorum*, *O. jenynsii*, *H. malabaricus* e *G. brasiliensis*). As espécies *L. grossidens*, *T. lucenai*, *O. robustus* e *C. voga* parecem inversamente influenciadas pela temperatura, ao passo que a espécie *O. ledae* diretamente influenciada pela dureza (Fig. 22B).

DISCUSSÃO

1. Seletividade dos amostradores

Inicialmente é preciso considerar que o desenho amostral do presente estudo não foi concebido para uma comparação direta entre os amostradores (ver M&M). Ainda assim, os resultados sugerem duas hipóteses principais (1) as capturas com rede de arrasto de praia e redes de emalhe representam diferentes assembleias de peixes da zona litoral de lagoas e (2) os amostradores provêm diferentes imagens de dominância e estrutura de tamanho da assembleia de peixes. Ambos os aparelhos coletaram um maior número de espécies das ordens Characiformes e Siluriformes seguindo um padrão verificado para os ambientes aquáticos continentais da região neotropical (Lowe-McConnell, 1999; Shibatta *et al.*, 2002) e já constatado em lagoas costeiras do Estado (Garcia *et al.*, 2006; Artioli *et al.*, 2009) e do STR (Hartz, 1997; Fialho, 1998; Schifino *et al.*, 2004). O número de espécies de Siluriformes, no entanto, pode ser subestimado quando do uso exclusivo da rede de arrasto. Por outro lado, espécies de Cyprinodontiformes foram ausentes nas capturas com redes de emalhe. A representatividade numérica e em biomassa de espécies das diferentes ordens foi substancialmente diferente entre os amostradores. Embora Characiformes predominem em ambos os amostradores, eles foram quase 90% dos indivíduos capturados pela rede de arrasto, enquanto apenas pouco mais de 55% nas redes de emalhe. As estimativas de abundância de Siluriformes, Atheriniformes e Perciformes podem ser subestimadas pelo uso exclusivo da rede de arrasto.

A riqueza de espécies coletadas em ambos os amostradores foi semelhante, contudo, a composição e dominância foram claramente diferentes. Somente uma espécie, *A. aff. fasciatus*, foi abundante e frequente nas capturas de ambos os amostradores. A representatividade da espécie em número e peso, e o tamanho dos peixes capturados, no entanto, diferiram entre os amostradores. Espécies de pequeno porte e padrão corporal alongado, tais como *C. alburnus*, *C.*

ibicuhiensis, *J. multidentata*, *H. leucofrenatus*, *C. interruptus* e *C. shufeldti*, estiveram entre as que mais contribuíram para a dissimilaridade de composição entre as amostras, uma vez que foram capturadas exclusivamente com a rede de arrasto (exceto *H. leucofrenatus*). Pelo contrário, esse aparelho foi ineficiente na captura das espécies *T. lucenai*, *O. ledae*, *H. malabaricus* e *C. maculata*, as quais foram capturadas quase que exclusivamente com as redes de emalhe.

Redes de emalhe representam uma técnica de coleta passiva com seletividade influenciada principalmente pelo comportamento, morfologia e tamanho dos peixes (Hayes, 1989; Reis & Pawson, 1999; Olin *et al.*, 2009). Essa técnica tem sido amplamente utilizada em programas de monitoramento de lagos temperados da Europa onde, de forma geral têm-se obtido uma boa representação em termos de composição de espécies (Deceliere-Vergès *et al.*, 2009). Os dados do presente estudo, no entanto, mostram que o uso exclusivo dessa técnica pode subestimar sériamente a riqueza de espécies. Por exemplo, utilizando-se apenas de redes de emalhe, Schifino *et al.*, 2004 coletaram 22 espécies na lagoa Fortaleza. No presente estudo o uso de ambos os amostradores revelou riqueza de 39 espécies nessa lagoa. Na lagoa Mangueira, no sul do Estado, das 52 espécies de peixes coletadas, somente 33 foram coletadas com redes de emalhe. Assim como no presente estudo, a similaridade de composição de espécies entre os amostradores foi de apenas 50% nessa lagoa resultando também em padrões de dominância diferenciados (Artioli *et al.*, 2009). É preciso considerar, no entanto, que as redes de emalhe utilizadas na Europa e no Brasil são diferentes na composição do material e na abertura das malhas, de modo que, a eficiência das redes de emalhe utilizadas na Europa podem ser superiores as utilizadas no Brasil, mesmo considerando que o número de espécies nessas regiões temperadas seja, reconhecidamente, menor que nas regiões tropicais e subtropicais.

As redes de emalhe foram ineficientes na captura de caracídeos de pequeno porte, tais como os “lambaris” *C. alburnus*, *H.luetkenii*, *A. eigenmanniorum*, *A. aff. fasciatus* e *C. ibicuhiensis* além do “barrigudinho” *J. multidentata* e da “sardinha” *P. platana*. As estimativas

de abundância em número e biomassa dessas espécies podem ser severamente comprometidas quando do seu uso exclusivo. Mesmo o uso de redes de emalhe com pequenas malhas (< 15 mm) não é suficiente para estimar abundância e biomassa dessas espécies, tal como verificado em amostragens na lagoa das Custódias, também no SRT, onde algumas dessas espécies sequer foram coletadas, mesmo com tamanho mínimo de malha de 10 mm entre nós adjacentes (Fialho, 1998). Por outro lado, os dados mostram que estimativas seguras de abundância de espécies de maior porte e interesse comercial tais como *L. anus*, *H. malabaricus*, *G. brasiliensis* e *O. robustus* aparentemente só são possíveis com o uso de redes de emalhe. Esses resultados confirmam os pressupostos de que as técnicas ativas e passivas são complementares na captura de peixes (Olin *et al.*, 2009). O uso de outros amostradores ativos (p.ex. puçá) em habitats marginais específicos, tais como banhados e junto à vegetação submersa pode revelar riqueza ainda maior.

Mesmo considerando as deficiências no desenho amostral do presente estudo, esses padrões de captura têm sido recorrentes em trabalhos de inventários e de estrutura das assembleias de peixes em lagoas costeiras rasas do Estado (Hartz, 1997; Garcia *et al.*, 2006, Artioli *et al.*, 2009), indicando que o delineamento amostral para estudos das assembleias nesses ecossistemas deve necessariamente contemplar tais diferenças entre os amostradores.

2. Variação espacial de variáveis abióticas

A correta interpretação de dados morfométricos de lagoas pode ser uma ferramenta útil no manejo desses ecossistemas. Parâmetros morfométricos estão intimamente ligados à turbulência, estratificação, sedimentação, ressuspensão, extensão da zona marginal alagável e, conseqüentemente, a produtividade e suscetibilidade do corpo d'água à eutrofização. Nesse sentido, lagoas pequenas e profundas tendem a mostrar características meromíticas, ou seja, sem circulação total da massa d'água, uma vez que são menos influenciadas pela ação do vento. Como conseqüências usualmente apresentam valores maiores de transparência (von Sperling,

1994; Kalff, 2001). Por outro lado, os efeitos do vento tendem a ser mais pronunciados em lagoas maiores, sobretudo quando o eixo longitudinal é paralelo à direção dos ventos predominantes, assim como, com reduzidos valores de profundidade relativa (Panosso *et al.*, 1998). Assim, lagoas grandes e rasas tendem a mostrar características poli ou holomíticas, ou seja, com circulação permanente e total da massa d'água. Consequentemente tendem a apresentar maior turbidez e sólidos suspensos, e menor transparência.

A profundidade relativa (relação entre profundidade máxima e área) de uma lagoa é um parâmetro morfológico que indica o grau de estabilidade do corpo d'água, isto é, sua resistência morfológica contra a circulação. Lagoas com profundidades relativas abaixo de 2% são consideradas instáveis, enquanto que acima de 4% são consideradas estáveis (Schäfer *et al.*, 2009b). A lagoa de maior profundidade média estudada (Barros) é também a que apresentou a maior transparência. No entanto, sua profundidade relativa é de 0,34% (dados de Schäfer *et al.*, 2009b). Considerando que as demais lagoas estudadas são menos profundas, é possível inferir que todas as lagoas estudadas apresentam circulação total de massa d'água, conforme já havia sido sugerido por Schäfer (1988). Comparando os dois subsistemas é presumível supor que as lagoas do subsistema norte são ainda mais instáveis, uma vez que suas áreas são bem superiores às do subsistema sul.

Lagos rasos e polimíticos são a maioria dos lagos brasileiros. Esses ecossistemas, por serem rasos, sofrem grandes variações de nível de água. A elevação do nível no período de chuvas aumenta a concentração de matéria orgânica dissolvida e particulada, seja por ressuspensão, águas tributárias ou alagamento das margens, uma vez que, macrófitas aquáticas emersas produzem grande quantidade de biomassa, drenada para o interior do lago no período de cheias (Esteves, 1998).

As lagoas Itapeva, Quadros e Malvas possuem extensas áreas marginais colonizadas por macrófitas emersas e recebem o aporte de águas dos principais rios do sistema (Três Forquilhas e Maquiné), fatores que favorecem o acúmulo de carga orgânica. Isso aumenta as taxas de

decomposição microbiana, resultando em uma maior demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅). No litoral sul do Estado, menor transparência e maiores concentrações de clorofila *a* e sólidos totais dissolvidos foram verificadas em áreas vegetadas de uma lagoa costeira rasa (Lagoa Mangueira), e foram associadas à maior quantidade de perifíton e metafiton e aportes de matéria orgânica oriunda de banhados próximos (Rodrigues, 2009).

Na lagoa Itapeva o vento atua como principal fator determinante da hidrodinâmica (Cardoso *et al.*, 2003), tendo efeito decisivo sobre seu status fisiológico/nutricional e sobre a comunidade fitoplantônica. Sob influência de ventos do quadrante nordeste, nutrientes e fitoplâncton são constantemente ressuspensos na coluna d'água (Cardoso & Marques, 2004), o que poderia supor níveis mais altos de clorofila *a*. De fato, o subsistema norte apresentou níveis superiores de clorofila, no entanto, os valores mais elevados foram verificados nas lagoas Quadros e Malvas, indicando que a ação do vento também é decisiva nos processos internos dessas lagoas.

Concentrações maiores de sais, ácidos e bases em águas naturais aumentam a condutividade elétrica, a quantidade de sólidos totais dissolvidos e a dureza (Kalff, 2001). As médias de salinidade, condutividade, sólidos totais dissolvidos e dureza foram significativamente superiores no subsistema sul (Tabela 6), sobretudo quando comparadas as lagoas Fortaleza e Rondinha com as demais (Tabela 7 e Fig. 10). Como essas lagoas são conectadas entre elas e com o restante do sistema, esse resultado confirma uma maior influência da hidrodinâmica relativa aos efeitos de marés em relação ao *spray* salino oriundo do mar (Würdig, 1987), uma vez que, a lagoa Barros, isolada das demais, apresentou média de salinidade, condutividade, sólidos dissolvidos e dureza, semelhante às médias das lagoas Itapeva, Quadros e Malvas. Com relação aos teores de carbonatos ou bicarbonatos na água, expressos como valores de dureza, todas as lagoas estudadas podem ser consideradas de águas moles ou brandas (≤ 50 mg CaCO₃/L segundo Schäfer *et al.*, 2009a), mesmo com as médias de pH apresentando valores levemente alcalinos para todas as lagoas ($\approx 7,5$).

Mesmo considerando que as lagoas Itapeva, Quadros e Malvas são as maiores e principais do subsistema norte, a amostragem de um número maior de lagoas, ou mesmo de pontos amostrais dentro da mesma lagoa poderia revelar maiores diferenças. Da mesma forma, amostragens em lagoas do subsistema sul mais próximas a região estuarina e, portanto, mais influenciadas pela salinidade, poderiam igualmente revelar padrões mais evidentes. Ainda assim, os resultados corroboram a existência de um gradiente ecológico decrescente, de norte a sul, na estrutura trófica das lagoas costeiras do sistema do rio Tramandaí (Schäfer, 1988), e apontam para diferenças na qualidade da água e nos padrões de funcionamento dos subsistemas.

3. Variação espacial de descritores das assembleias de peixes

As curvas de rarefação mostraram uma boa representatividade, indicando que poucas espécies poderiam ainda ser incorporadas (Fig. 12). Ainda assim, seis espécies capturadas no presente trabalho (*Hyphessobrycon togoi*, *Acestrorhynchus pantaneiro*, *Trachelyopterus lucenai*, *Odontesthes bonariensis*, *Odontesthes ledae* e *Odontesthes piquava*), não constam do levantamento de Malabarba & Isaia (1992), revelando uma riqueza ainda subestimada, fato que, de forma geral, já foi verificado para outras lagoas costeiras neotropicais (Esteves *et al.*, 2008). Das 56 espécies coletadas, 52 são primárias de água doce (Reis *et al.*, 2003).

A espécie *T. lucenai* teve sua ocorrência documentada no sistema do rio Tramandaí por Schifino *et al.* (2004) na lagoa Fortaleza e, atualmente, encontra-se distribuída em diversos corpos d'água da planície costeira do sistema (Artioli & Maia, 2010). As espécies *O. bonariensis*, *O. piquava*, *O. ledae* e *H. togoi*, foram descritas ou revisadas recentemente (Malabarba & Dier, 2002; Almirón *et al.*, 2006), enquanto *A. pantaneiro* foi registrado pela primeira vez no SRT (Artioli *et al. in press*).

Das espécies de captura exclusiva a um dos subsistemas, apenas os “peixes-rei” (*O. bonariensis*, *O. piquava*, *O. ledae*) tem padrões diferenciados de ocorrência reconhecidos, duas

ao norte (*O. bonariensis*, *O. piquava*) e outra ao sul (*O. ledae*) do estuário do rio Tramandaí. Esses padrões estão relacionados a eventos recentes de especiação (Malabarba & Dier, 2002). As espécies *Gymnotus* aff. *carapo* e *Cyphocharax saladensis* tiveram captura mínima em número de indivíduos e são descritas para o SRT (Malabarba & Isaia, 1992), de modo que, não há evidências que suportem a hipótese de ocorrências distintas para essas espécies, o mesmo ocorrendo com a espécie *Astyanax* sp. A espécie *H.togoi* têm sido, erroneamente, identificada como *Hyphessobrycon anisitsi* no SRT. Sua frequência de registros é baixa e seu limite setentrional é a lagoa do Armazém (Carvalho, 2011), no limite entre os subsistemas, indicando sua provável ocorrência na porção norte.

Quatro espécies diádromas (*Centropomus parallelus*, *Genidens genidens*, *Genidens barbatus* e *Mugil liza*) (Menezes *et al.*, 2003) foram capturadas. Embora três dessas tenham sido capturadas exclusivamente no subsistema norte (Tabela 17), a ocorrência de *C. parallelus* no subsistema sul, supõe a presença das demais espécies nas lagoas conectadas desse subsistema. A presença do gênero *Centropomus* foi referida para a lagoa Fortaleza, contudo, sem definição da espécie (Schifino *et al.*, 2004). A “tainha” *Mugil liza*, historicamente chamada de *Mugil platanus* (Menezes *et al.*, 2010), foi referida em amostragens na lagoa das Custódias (Fialho, 1998), também no subsistema sul. Na lagoa Barros, a presença de *M. liza* e da “corvina” *Micropogonias furnieri* é referida por pescadores locais (Porcher *et al.*, 2010), no entanto, nenhuma dessas espécies foi coletada nessa lagoa.

Os resultados das redes de emalhe mostram que o número de espécies nos subsistemas é o mesmo quando considerado o mesmo número de indivíduos capturados. As amostras com rede de arrasto, contudo, indicam riqueza superior no subsistema sul. Tal diferença pode ser o resultado de falta de melhor padronização na amostragem, uma vez que, em se tratando de um amostrador ativo, a área e o tempo de arrasto foram variáveis, embora semelhantes entre amostras de um mesmo subsistema. Diferenças no ponto de amostragem também podem ter influenciado. O maior tamanho das lagoas no subsistema norte as torna mais susceptíveis a

ação do vento ocasionando em maior hidrodinâmica nas margens amostradas, as quais estavam expostas a ventos do quadrante nordeste.

As diferenças de composição de espécies, ainda que não significativas, verificadas nas capturas com redes de emalhe, podem refletir o efeito de padrões de conectividade do sistema. Estudo no SRT aponta para indicadores de conectividade superiores nas lagoas Itapeva, Quadros e Malvas, o que resultaria em maior número de espécies marinhas e/ou estuarinas (Guimarães, 2009). No entanto, além da “tainha” e do “robalo” citados anteriormente, outras seis espécies marinhas já foram capturadas no subsistema sul, incluindo espécies de interesse comercial tais como a “corvina” *M. furnieri* e a “anchova” *Pomatomus saltatrix* (Fialho, 1998), sugerindo que a riqueza de espécies pode ser ainda maior no subsistema sul. Como hipótese sugere-se que a ausência dessas espécies nas amostragens do presente estudo esteja relacionada ao ponto de amostragem com as redes de emalhe, longe dos canais de ligação entre as lagoas e, portanto, menos influenciados pela água salgada vinda do mar. Considerando apenas espécies de água doce, contudo, os subsistemas norte e sul apresentaram valores muito próximos em número de espécies observadas (32 e 31).

A presença de espécies marinhas indica a importância de todo o sistema, e não só a região estuarina, na manutenção de populações de peixes comercialmente importantes, e que são capturados na costa marinha adjacente, uma vez que, foram capturadas distantes da zona de influência direta do estuário. Independente do grau de conectividade, o qual é importante para entender o potencial de cada corpo d'água em receber novas espécies (Guimarães, 2009), a comparação entre as lagoas do ponto de vista dos subsistemas mostra que o número e a composição de espécies não variam substancialmente, sugerindo que os mesmos filtros ecológicos (tais como os relativos à dispersão e vicariância), que selecionam espécies locais de um grupo de espécies regionais, atuam em ambos os subsistemas (Jackson & Harvey, 1989; Jackson *et al.*, 2001).

Os dados das redes de emalhe mostraram que a riqueza em espécies foi influenciada pelo número de indivíduos capturados, o qual foi quase duas vezes superior no subsistema norte. Assim, as predições da teoria de biogeografia de ilhas (Macarthur & Wilson, 1967; Allen *et al.*, 1999), a qual prevê maiores riquezas em lagos grandes, profundos e menos isolados, parecem não se aplicar a esses ecossistemas, ao contrário do verificado para lagos temperados (Tonn & Magnuson, 1982; Eadie *et al.*, 1986; Jackson & Harvey, 1989). Se por um lado as lagoas Quadros e Malvas, grandes e conectadas, apresentaram o maior número de espécies observadas (29 e 30), por outro a lagoa Barros, pequena e isolada, apresentou número de espécies (28) superior a lagoa Itapeva (24) e próxima a da lagoa Quadros. As lagoas Fortaleza e Rondinha apresentaram 28 e 26 espécies observadas, respectivamente. Os dados da rede de arrasto confirmam essa expectativa.

Quando avaliados os subsistemas, no entanto, nossos resultados se assemelham aos obtidos em lagos costeiros da costa uruguaia, nos quais a riqueza de espécies de peixes aumentou com a área e a turbidez dos lagos, pelo menos para as redes de emalhe. Os maiores lagos amostrados, no entanto, também foram os mais turbidos, não havendo diferença significativa entre riqueza de peixes entre lagos turbidos e claros (Kruk *et al.*, 2009).

Uma relação positiva entre riqueza de peixes e área do lago pode ser especificamente verdadeira para corpos d'água isolados, onde o aumento da área está associado ao aumento na diversidade de habitats (Eadie *et al.*, 1986; Jackson *et al.*, 2001), e não necessariamente a um equilíbrio entre colonização e extinção, como predito na teoria de biogeografia de ilhas (Macarthur & Wilson, 1967). Já em sistemas conectados os peixes podem se mover livremente, optando por áreas menos inóspitas e, mesmo em regiões temperadas, onde as variações climáticas sazonais impõem sérias limitações, o número de espécies pode se manter inalterado. Por outro lado, lagos pequenos e isolados podem sofrer severas extinções (Tonn & Magnuson, 1982; Magnuson *et al.*, 1998). Em regiões subtropicais, no entanto, onde a amplitude de

variações climáticas é menor, as espécies podem manter-se por longos períodos, mesmo em lagos isolados.

Ao contrário do cenário ambiental proposto por Kruk *et al.* (2009) para lagos rasos subtropicais (prevê maior riqueza de peixes em lagos grandes, claros e dominados por plantas) os resultados dão a ideia de que lagos isolados, pequenos e claros podem abrigar tantas espécies de peixes quanto lagos grandes, conectados e turbidos, tal como verificado para outros grupos de organismos (Scheffer, *et al.*, 2006). Tal hipótese poderá ser testada com um desenho amostral que contemple um número maior de lagos desse tipo.

Os padrões de estrutura das assembleias de peixes em lagos subtropicais têm se mostrado diferentes quando comparados a lagos temperados. Estudos apontam para uma elevada riqueza de espécies de peixes em lagos rasos costeiros subtropicais (Garcia *et al.*, 2006; Artioli *et al.*, 2009; Teixeira de Mello *et al.*, 2009). Os resultados apresentados mostram maior riqueza de espécies em relação à descrita para lagos subtropicais da costa uruguaia (32 e 21, Kruk *et al.*, 2009 e Teixeira de Mello *et al.*, 2009, respectivamente), indicando que as diferenças de riqueza entre lagos rasos subtropicais e temperados podem ser ainda maiores as descritas em Teixeira de Mello *et al.* (2009). É preciso observar, contudo, que os amostradores utilizados por esses autores são diferentes aos utilizados no presente estudo e, nesse caso, a riqueza em espécies de peixes nos lagos por eles investigados, pode estar subestimada.

Se por um lado os resultados obtidos mostraram que, em escala regional, as diferenças ambientais entre os dois subsistemas impuseram uma fraca evidência de padrões diferenciados em composição e riqueza de espécies, em termos de dominância e diversidade os resultados mostraram o contrário. Ainda que 63,6% das espécies dominantes (7) tenham apresentado essa condição em ambos os subsistemas, essas espécies diferiram grandemente em termos de suas contribuições numéricas relativas.

Os dados das redes de emalhe mostraram que a riqueza em espécies foi semelhante entre os subsistemas, as diferenças de dominância e por consequência de equitabilidade foram

decisivas em estabelecer as diferenças de diversidade entre os subsistemas (Tabela 23). As espécies dominantes, entretanto, foram mais similares em termos de suas contribuições relativas em frequência de ocorrência e biomassa (CPUE_b) entre os subsistemas. Esse resultado pode estar relacionado ao tamanho dos peixes capturados. Quase todas as espécies dominantes (exceto *G. brasiliensis* e *T. lucenai*), e que foram comuns aos dois subsistemas, apresentaram comprimento total máximo superior no subsistema sul, diminuindo as diferenças entre os subsistemas quando comparados em termos de biomassa das espécies dominantes (Tabela 17). Quando consideradas as capturas em número e biomassa (CPUE_n e _b) para todas as espécies, contudo, os resultados mostram diferenças significativas, com as lagoas do subsistema norte apresentando valores superiores às lagoas do subsistema sul.

As análises de ordenação para os dados da rede de arrasto mostram pouca dissimilaridade entre as amostras dos subsistemas (Fig. 14). Contudo, diferenças significativas foram verificadas em riqueza, diversidade e equitabilidade de espécies entre lagoas e subsistemas (Tabela 16). Tais diferenças sugerem que esses habitats marginais rasos são mais imprevisíveis e a captura pode ser mais variável no tempo e no espaço. A totalidade dos resultados indica que a estruturação das assembleias de peixes não é aleatória, e reflete condições ambientais específicas dos subsistemas. No caso específico das redes de emalhe, entretanto, as amostras do subsistema sul parecem menos similares entre si (Fig. 19), o que pode ser influência dos dados advindos da lagoa Barros. A amostragem de um número maior de lagoas semelhantes a lagoa Barros (isoladas, profundas, claras e com baixo grau de trofia) poderia revelar ainda um terceiro agrupamento.

Os resultados confirmam a hipótese de que as diferenças ambientais entre os subsistemas podem refletir em padrões em estrutura de assembleia de peixes distintos. Se por um lado mostram poucas diferenças em composição de espécies entre os subsistemas, por outro revelam diferenças em riqueza, diversidade e dominância. As condições ambientais do subsistema norte conduzem a uma assembleia menos equitativa e com alta dominância

conferindo-lhe menor diversidade. Por outro lado, lagoas pequenas e claras foram mais equitativas, tornando-as mais diversas.

4. Relação entre espécies e variáveis abióticas

A CCA mostrou que quatro variáveis (temperatura, DBO, sólidos suspensos e dureza) respondem por quase 50% da variabilidade dos dados de abundância numérica das espécies dominantes. Salienta-se que, os dados de CPUEn das espécies dominantes são referentes ao período de um ano, correspondentes ao mesmo período dos dados das variáveis abióticas. Análises preliminares, no entanto, revelaram o mesmo padrão de dominância verificado para os dados de todo o período, possibilitando a interpretação das relações verificadas na CCA.

O aumento da temperatura tem sido descrito como um elemento que favorece o início do período reprodutivo de muitas espécies de peixes. A associação de períodos quentes e chuvosos do ano também favorece outros grupos de animais (p.ex. insetos, Cenzano & Würdig, 2006), os quais podem se configurar em possíveis presas. A maior atividade dos peixes em meses quentes seja por atividade reprodutiva ou alimentar aumenta a suscetibilidade à captura pelas redes de emalhe e aumentos de riqueza e abundância de peixes já foram verificados em lagoas costeiras subtropicais (Hartz, 1997; Fialho, 1998; Schiffino *et al.*, 2002; Artioli, 2007).

As amostras do subsistema norte foram especialmente mais influenciadas por essa variável, e alta abundância de peixes é esperada para as lagoas desse subsistema em meses quentes. As espécies *T. lucenai* e *L. grossidens* apresentaram maior correlação positiva com essa variável, enquanto *O. robustus* e *C. voga* negativa. No caso de *L. grossidens* nossos dados supõem maior captura dessa espécie em meses quentes de ambos os subsistemas, uma vez que foi igualmente dominante. O VIR da espécie por estação sazonal (Fig. 18), no entanto, mostra uma alta contribuição da espécie também no outono, sugerindo uma representatividade maior em termos temporais.

Já *T. lucenai* foi dominante apenas no subsistema norte e sua captura exclusiva a meses quentes (nov. à mar.), período em que a espécie está se reproduzindo (Becker, 2001; Braun, 2005; Marques *et al.*, 2007; Maia *et al.*, submetido). Esse padrão de captura tem sido descrito em trabalhos com a espécie, e especula-se que a ausência em meses frios esteja associada a mudanças metabólicas e comportamentais que levam a diferenças na ocupação de habitats (Becker, 1998, 2001; Moresco & Bemvenuti, 2005). Por outro lado, estudos nas lagoas costeiras do SRT têm mostrado um padrão reprodutivo associado a meses mais frios, de outono e inverno, para as espécies *O. robustus* e *C. voga*, período no qual elas estariam mais vulneráveis a captura (Hartz & Barbieri, 1994; Nunes *et al.*, 2004).

Sólidos suspensos e demanda bioquímica de oxigênio são variáveis que estiveram especificamente associadas às amostras do subsistema norte e, conseqüentemente, às espécies *A. aff. fasciatus* e *L. anus*, altamente dominantes nesse subsistema. No entanto, essas espécies também estiveram entre as mais representativas em CPUEn no subsistema sul, dificultando o estabelecimento de uma relação direta entre essas variáveis e a abundância dessas espécies. Por outro lado, sólidos suspensos são um dos principais fatores causadores de turbidez em lagos rasos (Esteves *et al.*, 2008), e diferenças nesse parâmetro refletem diretamente na transparência da água. As amostras e as espécies mais representativas no subsistema sul estiveram menos associadas a sólidos suspensos e, conseqüentemente, a turbidez. As espécies *H. malabaricus*, *O. jenynsii*, *G. brasiliensis* e *A. eigenmanniorum* parecem ter se favorecido de condições de águas mais claras, as duas últimas foram particularmente abundantes na lagoa Barros.

Contudo, a abundância relativa de *H. malabaricus* e *G. brasiliensis* também mostra uma relação mais próxima ao aumento de temperatura. Os valores de VIR dessas espécies por estação do ano mostrou maior representatividade em meses quentes, sobretudo no verão (Fig. 18). Em temperaturas elevadas de primavera e verão, no entanto, a transparência da água também foi alta, sobretudo no subsistema sul (Fig. 11). Esses resultados indicam uma maior atividade dessas espécies em meses quentes e em águas mais claras. Characiformes são

reconhecidamente abundantes em meses quentes, período no qual muitas espécies estão se reproduzindo, inclusive *H. malabaricus* (Braun, 2005; Marques *et al.*, 2007). A preferência dessa espécie por águas claras pode estar associada ao seu hábito alimentar piscívoro, que será discutido a seguir. Por outro lado, muitas espécies de ciclídeos exibem comportamentos territoriais, de corte e de cuidado parental, os quais podem ser especialmente favorecidos em condições de águas claras.

Em lagos de regiões de clima temperado as variações sazonais de temperatura implicam em mudanças ambientais significativas (p. ex. estratificação térmica, redução da cobertura de macrófitas e depleção de oxigênio) tendo um forte e rápido efeito sobre as assembleias de peixes. No inverno, os baixos níveis de oxigênio dissolvido tendem a excluir grandes predadores e as assembleias tornam-se dominadas por espécies de pequeno porte e tolerantes fisiologicamente. Assim, a predação tem sido mostrada como um importante elemento na estruturação das assembleias de peixes em lagos (Tonn & Magnuson, 1982; Jackson *et al.*, 2001).

Em lagos de regiões tropicais e subtropicais, no entanto, as assembleias são constituídas por poucas espécies de piscívoros verdadeiros (Caramaschi *et al.*, 2004; Teixeira de Mello *et al.*, 2009) e os efeitos da predação na estruturação das assembleias são menos previsíveis (Jeppesen *et al.*, 2005). Os efeitos da predação na estruturação das assembleias nessas regiões foram atribuídos a lagos das planícies de inundação dos rios Araguaia e Orinoco, onde a riqueza de espécies piscívoras é bem superior. Os padrões verificados, contudo, foram atribuídos aos efeitos da transparência e profundidade máxima dos lagos, e relacionados a diferentes pressões de predação, impostas por piscívoros visualmente orientados em lagos de águas claras e por piscívoros adaptados a pouca visibilidade em lagos de águas túrbidas (Rodríguez & Lewis Jr., 1997; Tejerina-Garro *et al.*, 1998).

Os resultados, contudo, apontam para uma fraca evidência de estruturação das assembleias em função da pressão de predação. Das espécies dominantes, apenas *H.*

malabaricus e *O. robustus* são exclusivamente piscívoros (Nunes & Hartz, 2006; Corrêa & Piedras, 2009; Corrêa *et al.*, 2012), enquanto *T. lucenai* e *O. jenynsii* são generalistas com tendência a piscivoria (Moresco & Bemvenuti, 2005; Nunes & Hartz, 2006). Entretanto, enquanto *H. malabaricus* e *O. jenynsii* foram mais abundantes no subsistema sul, *O. robustus* e *T. lucenai* foram mais abundantes no subsistema norte, indicando que a pressão de predação pode ser similar entre os subsistemas. Por esse resultado poderíamos supor que *H. malabaricus* e *O. jenynsii* são predadores orientados visualmente enquanto *O. robustus* e *T. lucenai* são predadores adaptados a pouca visibilidade, tal como verificado para os lagos de inundação descritos no parágrafo anterior. A evidência, no entanto, não é conclusiva.

Por fim, as espécies *O. jenynsii* e *O. ledae* mostraram pouca ou nenhuma relação com altas temperaturas. O VIR de *O. jenynsii* foi semelhante entre estações do ano (Fig. 18), mas foi sempre superior no subsistema sul, estando sua abundância mais relacionada a transparência e dureza. Esse resultado reforça a ideia de que, embora simpátricas e congêneres, *O. jenynsii* e *O. robustus* exploram recursos do ambiente de forma diferenciada (Nunes & Hartz, 2006). A análise do ponto de vista dos subsistemas, no entanto, revela que as preferências de nicho dessas espécies podem ser ainda mais distintas, sobretudo pela diferença na abundância numérica de *O. jenynsii* entre os subsistemas (Tabela 17). Como hipótese, sugere-se que esses padrões diferenciados refletem uma estratégia dessas espécies em reduzir a competição interespecífica. Esse resultado ainda salienta o papel pouco expressivo da piscivoria sobre a estruturação dessas assembleias, uma vez que *O. jenynsii* também é uma possível presa de *H. malabaricus* e, mesmo sob maior risco de predação, foi substancialmente mais abundante no subsistema sul. A espécie *O. ledae* foi altamente representativa em meses frios, de outono e inverno (Fig. 18), razão pela qual não mostra nenhuma relação com temperaturas altas. Pelo contrário, sua posição no plano bi-dimensional indica associação com baixas temperaturas da água (Fig. 22B). A alta associação dessa espécie com a dureza reflete a sua alta captura nas

lagoas Fortaleza e Rondinha, as quais foram significativamente mais duras que as demais lagoas (Fig. 10).

5. Variabilidade temporal

Coerência temporal é definida como o grau de associação para os quais uma série temporal de características ambientais (bióticas e/ou abióticas) obtidas de um subgrupo de ambientes aquáticos, dentro de um espaço pré-definido, varia sincronicamente. Determinar a coerência temporal entre lagos ajuda a identificar quais propriedades correspondem a forças em escalas amplas (regionais) e quais correspondem a forças internas do lago (locais) (revisado em Caliman *et al.*, 2010).

A análise de ordenação (NMDS) dos dados abióticos mostrou que a dimensão espacial foi mais importante que a temporal nos agrupamentos verificados. Quando avaliadas por estação do ano, as amostras provenientes de ambos os subsistemas não mostram agrupamentos definidos, indicando que os subsistemas foram mais similares entre si independente da estação do ano (Fig. 9B). Esse resultado indica que, embora possa haver uma ampla variação temporal de algumas variáveis, essa variabilidade segue um padrão semelhante em ambos os subsistemas. De forma geral, houve uma moderada coerência temporal de variáveis abióticas entre os subsistemas.

Somente quatro variáveis apresentaram interação significativa entre espaço (subsistema) e tempo (estação do ano) (Tabela 8). Os resultados de pH e condutividade, no entanto, apresentaram um fraco suporte a rejeição da hipótese nula ($p = 0,044$ e $p = 0,049$, respectivamente), enquanto turbidez e DBO apresentaram resultado altamente significativo para interação ($p < 0,001$ e $p = 0,002$, respectivamente). De fato, a análise da variação temporal dos valores médios da variável pH mostra sincronia entre os subsistemas, com relação a condutividade, contudo, valores extremamente altos foram verificados no final do outono e início do inverno no subsistema norte (Fig. 11). Esse resultado, embora muito discrepante, pode

ser oriundo da influência de ventos dos quadrantes sul e sudoeste, mais comuns nessa época do ano (Cardoso *et al.*, 2003).

Ventos desses quadrantes estão quase sempre associados às frentes frias, e a magnitude das mudanças temporais no clima e nos processos internos das lagoas pode ser maior sob a ação desses ventos, especialmente nos pontos de amostragem, nas margens sul e sudeste das lagoas. Sob a ação desses ventos a água salobra da zona estuarina pode fluir com mais facilidade para o subsistema norte aumentando a condutividade da água. A salinidade e a dureza também mostraram valores mais altos para esse subsistema no outono e inverno, dando suporte à afirmação.

Turbidez, sólidos totais dissolvidos, sólidos suspensos e DBO também apresentaram valores mais elevados nesse subsistema no outono e inverno. Por outro lado, profundidade e transparência apresentaram baixos valores. Na lagoa Itapeva a hidrodinâmica é fortemente influenciada pelo vento e os movimentos da água tendem a seguir a sua direção (Cardoso *et al.*, 2003). Com a água fluindo do sul para o norte a profundidade tende a diminuir, como verificado em ambos os subsistemas. Um padrão inverso para ambos os subsistemas é verificado nos meses de primavera e verão, com maior intensidade de ventos dos quadrantes norte e nordeste. Com baixa profundidade e índices mais altos de sólidos em suspensão no subsistema norte a água torna-se mais turbida e maior demanda de oxigênio é necessária para degradar a matéria orgânica. As diferenças de turbidez e DBO verificadas entre os subsistemas norte e sul foram mais influenciadas pelas diferenças verificadas nas estações de outono e inverno, enquanto nas estações de primavera e verão as diferenças são menores. Esses resultados confirmam o pressuposto de que os efeitos de ventos do quadrante nordeste, embora mais constantes, são de menor intensidade quando comparados aos ventos dos quadrantes sul e sudoeste, característicos das frentes frias na região (Cardoso *et al.*, 2003).

Caliman *et al.* (2010) analisaram a coerência temporal de variáveis abióticas e bióticas (clorofila *a*) em lagoas costeiras tropicais do estado do Rio de Janeiro. Temperatura e clorofila

a apresentaram, respectivamente, a maior e a menor coerência temporal, enquanto salinidade e cor da água apresentaram níveis intermediários. Esses autores concluíram que tanto fatores regionais (temperatura do ar e precipitação), quanto fatores locais (morfometria e posição na paisagem) regulam as condições físicas e químicas das lagoas costeiras pela contribuição dos ecossistemas terrestre e marinho em escala de paisagem. Nossos resultados apontam para um padrão semelhante. Regionalmente, fatores associados à temperatura do ar, pluviosidade, direção e intensidade dos ventos (não avaliados diretamente), tais como a temperatura da água, o pH, a salinidade, a dureza e a profundidade, foram mais coerentes na variabilidade temporal entre os subsistemas, enquanto que a turbidez, os sólidos totais dissolvidos, OD, DBO e sólidos suspensos, fatores locais mais relacionados ao tamanho das lagoas, posição e orientação na paisagem e as suas ligações com os ecossistemas aquáticos adjacentes foram menos coerentes.

Com relação à variação temporal dos descritores das assembleias, os resultados indicam que as diferenças são mais pronunciadas quando comparadas estações extremas (verão e inverno), onde a variabilidade das condições ambientais são maiores. Os padrões de riqueza e abundância de peixes da zona litoral pelágica nessas estações do ano foram discutidos no tópico anterior. A ausência de agrupamentos definidos em termos de CPUE_n revela a alta dominância de algumas espécies (*C. alburnus*, *J. multidentata*, *A. aff. fasciatus*, *L. anus* e *C. voga*) em ambos os subsistemas e em todas as estações do ano. Os agrupamentos de verão e inverno de composição e CPUE_b para os dados das redes de emalhe, no entanto, refletem capturas distintas de algumas espécies (*G. genidens*, *G. barbuis* e *C. parallelus*) que, embora não sejam dominantes, pelo tamanho que possuem representam muito em termos de biomassa. Destaca-se, ainda, as diferenças de tamanho dos peixes dominantes entre subsistemas, as quais podem ter influenciado ainda mais nos agrupamentos temporais de CPUE_b verificados.

As médias das amostras com rede de arrasto mostraram interação significativa entre subsistemas e estações do ano para os dados de CPUE_b e riqueza, ao contrário das redes de emalhe. Por outro lado, somente as médias de riqueza mostraram diferença entre subsistemas

para esse amostrador. Comparadas às assembleias, a variabilidade temporal teve efeito maior sobre os descritores das associações de margens rasas, enquanto que para as associações mais pelágicas a variabilidade espacial.

Cabe ressaltar que a amostragem ocorreu durante 18 meses, período no qual duas primaveras (5 meses) e dois verões (6 meses) foram amostrados, enquanto apenas um outono (4 meses) e um inverno (3 meses), de modo que as diferenças verificadas podem ser o resultado da falta de padronização desses dados. Contudo, esses padrões não são incongruentes aos verificados em outras lagoas costeiras subtropicais (Hartz, 1997; Fialho, 1998; Artioli, 2007; Artioli *et al.*, 2009).

CONCLUSÕES

As conclusões foram separadas em evidências diretamente suportadas pelos resultados, e/ou suportadas pela literatura, indicadas com a letra “D” e nas indiretamente suportadas, indicadas pela letra “I”.

- 1) Amostradores ativos e passivos representam conjuntos distintos de espécies da assembleia de peixes da zona litoral de lagoas costeiras, e as estimativas de abundância numérica e em biomassa de algumas espécies podem ser seriamente comprometidas pelo uso exclusivo de apenas um amostrador (D).
- 2) As lagoas costeiras dos subsistemas norte e sul do SRT diferem no padrão de variação de variáveis abióticas, o que reflete em diferenças na qualidade da água (D).
- 3) Espacial e temporalmente essas diferenças podem ser o resultado da ação conjunta de fatores regionais climáticos (p.ex. temperatura e vento) e fatores locais (p.ex. tamanho e orientação na paisagem) (I).
- 4) As diferenças ambientais entre os subsistemas suportam a existência de um gradiente trófico decrescente de norte a sul (D).
- 5) A riqueza e a composição de espécies de peixes são muito similares entre as lagoas dos subsistemas norte e sul e refletem a origem biogeográfica comum e recente das lagoas (D).
- 6) Os padrões de riqueza de espécies verificados não suportam a aplicação da teoria de biogeografia de ilhas a esses ecossistemas (I).
- 7) Os subsistemas norte e sul diferem na capacidade de suportar indivíduos refletindo em padrões diferenciados de diversidade e dominância de espécies (I).
- 8) As relações das espécies com as variáveis ambientais são específicas para uma espécie ou grupo de espécies, e estão ligadas ao comportamento alimentar e/ou reprodutivo das mesmas e a qualidade do habitat (I).
- 9) Os padrões de dominância são estáveis temporalmente, pequenas variações de algumas espécies poderiam ser o resultado de estratégias diferenciadas de reprodução e forrageio, com a finalidade de reduzir a competição interespecífica (I).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allen A. P., T. R. Whittier, P. R. Kaufmann, D. P. Larsen, R. J. O'Connor, R. M. Hughes, R. S. Stemberger, S. S. Dixit, R. O. Brinkhurst, A. T. Herlihy & S. G. Paulsen. 1999. Concordance of taxonomic richness patterns across multiple assemblages in lakes of the northeastern United States. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56: 739-747.
- Almirón, A. E., J. R. Casciotta & S. Körber 2006. A new species of *Hyphessobrycon* (Characiformes, Characidae) from the río Uruguay basin, Argentina. *Revue Suisse de Zoologie*, 113(4): 889-896.
- APHA. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20^o ed. Washington, American Public Health Association, 1325p.
- Artioli, L. G. S. & R. Maia. 2010. Fish, Ostariophysi, Siluriformes, Auchenipteridae, *Trachelyopterus lucenai* Bertoletti, Pezzi da Silva & Pereira, 1995: historical occurrence and distribution extension. *Check List: Journal of species lists and distribution*, 6(4): 515-516.
- Artioli, L. G. S. 2007. Estrutura da assembleia de peixes da lagoa Mangueira (RS – Brasil). Unpublished MSc. Dissertation, Universidade Federal de Rio Grande, Rio Grande, 56p.
- Artioli, L. G. S., P. C. Neto, R. Maia & C. Fialho. (in press). First record of *Acestrorhynchus pantaneiro* Menezes, 1992 (Characiformes, Acestrorhynchidae) an non-native specie in the Tramandaí river system, Rio Grande do Sul, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 2011.
- Artioli, L. G. S., P. H. Prates, F. Diefenthaler & N. F. Fontoura. 2002. Período reprodutivo e alimentação de *Astyanax alburnus* no canal Cornélios, Capão da Canoa, Rio Grande do Sul. *Biociências*, 11(2): 115-122.
- Artioli, L. G. S., J. P. Vieira, A. M. Garcia & M. A. Bemvenuti. 2009. Distribuição, dominância e estrutura de tamanhos da assembleia de peixes da lagoa Mangueira, sul do Brasil. *Iheringia, sér. zool.*, 99(4): 409-418.

- Baumgarten, M. G. Z., J. M. B. Rocha & L. F. H. Niencheski. 1996. Manual de Análises em Oceanografia Química. Rio Grande, Editora da FURG, 132p.
- Becker, F. G. 1998. Feeding habits of *Trachelyopterus lucenai* (Pisces, Auchenipteridae) in lake Guaíba, RS, Brazil. *Biociências*, 6(1): 89-98.
- Becker, F. G. 2001. Observations on the reproduction, sex ratio and size composition of *Trachelyopterus lucenai* (Teleostei, Auchenipteridae) in lake Guaíba, RS, Brazil. *Biociências*, 9(2): 85-96.
- Becker, F. G., W. Bruschi Jr. & A. C. Peret. 2003. Age and Growth of Three *Odontesthes* Species from southern Brazil (Atherinopsidae), with Reference to Phylogenetic Constraints in their life-history. *Brazilian Journal of Biology*, 63(4): 567-578.
- Bege, L. A & B. T. P. Marterer. 1991. Conservação da avifauna da região sul do Estado de Santa Catarina. Brasil. Florianópolis: Fundação do Meio Ambiente (FATMA), 56p.
- Braun, A. S. 2005. Biologia reprodutiva e identificação do uso de lagoa marginal como sítio de reprodução para espécies dominantes da ictiofauna da Lagoa do Casamento, sistema nordeste da Laguna dos Patos, RS. Unpublished Ph.D. Dissertation, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 145p.
- Braun, A. S., D. Lewis & N. F. Fontoura. 2000. Biologia reprodutiva de *Cheirodon ibicuiensis* (Eigenmann, 1915) na lagoa Fortaleza, Cidreira, Rio Grande do Sul, Brasil (Teleostei: Characidae: Cheirodontinae). *Comun. Mus. Ciênc. PUCRS, sér. zool.*, 13(2): 159-166.
- Brazner, J. C. & E. W. Beals. 1997. Patterns in fish assemblages from coastal wetland and beach habitats in Green Bay, Lake Michigan: a multivariate analysis of abiotic and biotic forcing factors. *Canadian Journal of Aquatic Sciences*, 54: 1743-1761.
- Brower, J. E. & J. H. Zar. 1977. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. Dubuque, W. C. Brown Co. Publishers. 320p.
- Caliman, A., L. S. Carneiro, J. M. Santangelo, R. D. Guariento, A. P. F. Pires, A. L. Suhett, L. B. Quesado, V. Scofield, E. S. Fonte, P. M. Lopes, L. F. Sanches, F. D. Azevedo, C. C. Marinho, R. L. Bozelli, F. A. Esteves & V. F. Farjalla. 2010. Temporal coherence among tropical coastal lagoons: a search for patterns and mechanisms. *Brazilian Journal of Biology*, 70(3) (suppl.): 803-814.

- Campanilli, M. & M. Prochnow. 2006. (Org.) Mata Atlântica – uma rede pelas florestas. Brasília: RMA.
- Campello, F. D. 2006. A problemática da poluição por esgotos domésticos no sistema estuarino-lagunar Tramandaí-Armazém (RS, Brasil): Física e Química da água e a resposta dos macroinvertebrados bentônicos. Unpublished MSc. Dissertation, Univeridade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 194p.
- Caramaschi, E. P., J. I. Sánchez-Botero, P. Hollanda-Carvalho, C. A. S. Brandão, C. L. Soares, J. L. C. Novaes & R. Bartolette. 2004. Peixes das lagoas costeiras do norte fluminense: estudo de caso. In: Rocha, C. F. D., F. A. Esteves & F. R. Scarano (Eds.). Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação. Rio de Janeiro: Rima. 376p.
- Cardoso, L. de Souza & D. Motta Marques. 2004. The Influence of Hydrodynamics on the Spatial and Temporal Variation of Phytoplankton Pigments in a Large, Sub-Tropical Coastal Lake (Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 97(4): 587-600.
- Cardoso, L. S., A. L. L. Silveira & D. M. L. Motta Marques. 2003. A ação do vento como gestor da hidrodinâmica na lagoa Itapeva (Litoral Norte do Rio Grande Do Sul-Brasil). *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 8(3): 5-15.
- Carvalho, F. R. de 2011. Sistemática de *Hyphessobrycon* Durbin, 1908 (Ostariophysi: Characidae). Unpublished Ph.D. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 340p.
- Cenzano, C. S. S. & N. L. Würdig. 2006. Spatial and temporal variations of the benthic macrofauna in different habitats of a lagoon of the northern coastal system of Rio Grande do Sul State, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18(2): 153-163.
- Chomenko, L. & A. Schäfer. 1984. Interpretação biogeográfica da distribuição do gênero *Littoridina* (Hydrobiidae) nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. *Amazoniana*, 9(1): 127-146.
- Clarke, K. R. & R. N. Gorley. 2006. Primer v6: user manual/tutorial. Plymouth Marine Laboratory, 190p.
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick. 2001. Change in a marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth, Plymouth Marine Laboratory, 144p.

- Colwell, R. K. 2009. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Corrêa, F. & S. R. N. Piedras. 2009. Alimentação de *Hoplias* aff. *malabaricus* (Bloch, 1794) e *Oligosarcus robustus* Menezes, 1969 em uma lagoa sob influência estuarina, Pelotas, RS. *Biotemas*, 22(3): 121-128.
- Corrêa, F., M. C. Claudino, R. F. Bastos, S. Huckembeck & A. M. Garcia. 2012. Feeding ecology and prey preferences of a piscivorous fish in the Lagoa do Peixe National Park, a Biosphere Reserve in Southern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 93: 1 – 12.
- Cotrim, D. S. & L. de A. Miguel. 2007. Uso do enfoque sistêmico na pesca artesanal em Tramandaí-RS. Pp. 136-160. In: *Eisforia*, ano 5, volume 5, número 2. Dezembro 2007, PPG Agroecossistemas/ UFSC, Florianópolis.
- Deceliere-Vergès, C., C. Argillier, C. Lanoiselée, J. De Bortoli & J. Guillard. 2009. Stability and precision of the fish metrics obtained using CEN multi-mesh gillnets in natural and artificial lakes in France. *Fisheries Research*, 99: 17-25.
- Eadie, J. McA., T. A. Hurly, R. D. Montgomerie & K. L. Teather. 1986. Lakes and rivers as islands: species-area relationships in the fish faunas of Ontario. *Environmental Biology of Fishes*, 15(2): 81-89.
- Esteves, F. A. 1998a. *Fundamentos de limnologia* 2ª ed. Rio de Janeiro, Interciência, 602p.
- Esteves, F. A. 1998b. Lagoas Costeiras: Origem, Funcionamento e possibilidades de Manejo. Pp.63-87. In: Esteves, F. A. (Ed.) *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Rio de Janeiro, NUPEM.
- Esteves, F. A., A. Caliman, J. M. Santangelo, R. D. Guariento, V. F. Farjalla & R. L. Bozelli. 2008. Neotropical coastal lagoons: An appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4): 967-981.
- Ferraro, L. W. & H. Hasenack. 2009. Clima. Pp. 26-31. In: Würdig, N. L. & S. M. F. Freitas (Org.). *Ecosistemas e Biodiversidade do litoral norte do RS*. Porto Alegre, Editora Nova Prova, 287p.

- Fialho, C. B. 1998. Estudo da Ictiofauna da Lagoa das Custódias, Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil. Unpublished Ph.D. Dissertation, Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, 206p.
- 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*, 15(3): 775-782.
- Field, J. G., K. R. Clarke & R. M. Warwick. 1982. A Practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series*, 8: 37-52.
- Fontoura, N. F., A. S. Braun, D. Lewis & G. D. Souto. 1994. Dinâmica populacional da ictiofauna da Lagoa Fortaleza, Cidreira, Rio Grande do Sul II. *Jenynsia lineata* (Jenyns, 1842) (Telostei, Anablepidae). *Biociências*, 2(1): 79-93.
- Garcez, D.S. & J.I. Sánchez-Botero. 2005. Comunidades de pescadores artesanais no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlântica*, 27(1): 17-29.
- Garcia, A. M., J. P. Vieira, M. A. Bemvenuti, D. M. L. Motta Marques, M. Burns, A. Moresco & V. Conдини. 2006. Checklist comparison and dominance patterns of the fauna at Taim Wetland, South Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 261-268.
- Gauch, H. G. Jr. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. London, Cambridge University. 298p.
- Golterman, H. L., R. S. Clymo, M. A. M. Ohnstad. 1978. *Methods for physical and chemical analysis of fresh water*. Oxford, Blackwell, 213p.
- Gotelli, N. J., & R. K. Colwel. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4: 379-391.
- Guimarães, T. F. R. 2009. Conectividade e padrões de riqueza de espécies de peixes nas lagoas do litoral norte do Rio Grande do Sul. Trabalho de Conclusão de Curso. Ciências Biológicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 37p.
- Hartz, S. M. & G. Barbieri. 1994. Dinâmica da reprodução de *Cyphocharax voga* (Hensel 1869) da lagoa Emboaba, RS, Brasil (Characiformes, Curimatidae). *Revista Brasileira de Biologia*, 54(3): 459-468.

- Hartz, S. M. 1997. Alimentação e estrutura da comunidade de peixes da Lagoa Caconde, litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. Unpublished Ph.D. Dissertation, Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, 282p.
- Hartz, S. M., F. Vilella & G. Barbieri. 1997. Reproduction dynamics of *Oligosarcus jenynsii* (Characiformes, Characidae) in lake Caconde, Rio Grande do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 57(2): 295-303.
- Hatzenbeler, G. R., M. A. Bozek, M. J. Jennings & E. E. Emmons. 2000. Seasonal Variation in Fish Assemblage Structure and Habitat Structure in the Nearshore Littoral Zone of Wisconsin Lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 20: 360–368.
- Hayes, J. W. 1989. Comparison between a fine mesh trap net and five other fishing gears for sampling shallow-lake fish communities in New Zealand. *Journal of Marine and Freshwater Research*, 23: 321-324.
- Jackson, D. A. & H. H. Harvey. 1989. Biogeographic associations in fish assemblages: local versus regional processes. *Ecology*, 70: 1472–1484.
- 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 Aquatic Sciences*, 58: 157-170.
- Jeppesen, E., J. P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen, L. J. Pedersen & L. Jensen. 1997. Topdown control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*, 342: 151-164.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen & F. Landkildehus. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology*, 45: 201-213.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, N. Mazzeo, M. Meerhoff, C. Branco, V. Huszar & F. Scasso, 2005. Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. Chapter 11. Pp. 331–359. In: Reddy, M. V. (ed.), *Tropical Eutrophic Lakes: Their Restoration and Management*. Science Publishers, Enfield.
- Kalff, J. 2001. *Limnology – Inland Water Ecosystems*. New Jersey, Prentice Hall, 592p.

- Kjerfve, B. 1994. Coastal Lagoons. Pp. 1-8. In: Kjerfve, B. (Ed.), Coastal Lagoon Processes. Amsterdam, Elsevier Science Publishers, 577p.
- Kruk, C., L. Rodriguez-Gallego, M. Meerhoff, F. Quintans, G. Lacerot, N. Mazzeo, F. Scasso, J. C. Paggi, E. T. H. M. Peeters & M. Scheffer. 2009. Determinants of biodiversity in subtropical shallow lakes (Atlantic coast, Uruguay). *Freshwater Biology*, 54: 2628–2641.
- Langeani, F., P. A. Buckup, L. R. Malabarba, L. H. R. Py-Daniel, C. A. S. Lucena, R. S. Rosa, J. A. S. Zuanon, Z. M. S. Lucena, M. R. Britto, O. T. Oyakawa & G. Gomes-Filho. 2009. Capítulo Treze. Peixes de Água Doce. Pp. 222-224. In: Rocha, R. M. da & W. A. Boeger (Org.) Estado da Arte e Perspectivas para a Zoologia no Brasil. Curitiba, Ed. UFPR, 296p.
- Lanzer, R. M. & A. Schafer. 1985. Padrões de distribuição de moluscos dulceaquícolas nas lagoas costeiras do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 45(2): 535-545.
- Lanzer, R. M. & A. Schäfer. 1988. Fatores determinantes da distribuição de moluscos dulceaquícolas nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. *Acta Limnológica Brasiliensia*, 2: 649-675.
- Lopardo, N. 2002. Estudo hidrodinâmico e correlação com sólidos suspensos e turbidez na lagoa Itapeva do litoral norte do Estado do Rio Grande do Sul. Unpublished MSc. Dissertation. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 168p.
- Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais. São Paulo, EDUSP, 534p.
- Macarthur R. H. & E. O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Machado, N. A. F. 2009. A sustentabilidade ambiental e o litoral norte do Rio Grande do Sul. Pp. 258-287. In: Würdig, N. L. & S. M. F. Freitas (Org.). *Ecossistemas e Biodiversidade do litoral norte do RS*. Porto Alegre, Editora Nova Prova, 287p.
- 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: 2941-2956.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell, 256p.

- Maia, R., L. G. S. Artioli & S. M. Hartz (in press). Diet and reproductive dynamics of *Trachelyopterus lucenai* (Siluriformes: Auchenipteridae) in subtropical coastal lagoons in southern Brazil. *Zoologia*, 2012.
- Malabarba, L. R. & B. S. Dyer. 2002. Description of three new species of the genus *Odontesthes* from the rio Tramandaí drainage, Brazil (Atheriniformes: Atherinopsidae). *Ichthyological Exploration Freshwaters*, 13(3): 257-272.
- Malabarba, L. R. & E. A. Isaia. 1992. The freshwater fish fauna of the rio Tramandaí drainage, Rio Grande do Sul, with a discussion of its local origin. *Comun. Mus. Ciênc. PUCRS. sér. zool.*, 5: 197-223.
- Marques, C. S., A. S. Braun & N. F. Fontoura. 2007. Estimativa de tamanho de primeira maturação a partir de dados de IGS: *Oligosarcus jenynsii*, *Oligosarcus robustus*, *Hoplias malabaricus*, *Cyphocharax voga*, *Astyanax fasciatus* (Characiformes), *Parapimelodus nigribarbis*, *Pimelodus maculatus*, *Trachelyopterus lucenai*, *Hoplosternum littorale*, *Loricariichthys anus* (Siluriformes) e *Pachyurus bonariensis* (Perciformes) no lago Guaíba e Laguna dos Patos, RS. *Biociências*, 15(2): 230-256.
- Menezes, N. A., P. A. Buckup, J. L. de Figueiredo & R. L. de Moura. 2003. Catálogo das espécies de peixes marinhos do Brasil. 160p.
- Menezes, N. A., C. Oliveira & M. Nirchio. 2010. An old taxonomic dilemma: the identity of the western south Atlantic lebranch mullet (Teleostei: Perciformes: Mugilidae). *Zootaxa*, 2519: 59-68.
- Moresco, A. & M. de A. Bemvenuti. 2005. Morphologic features and feeding analysis of the black catfish *Trachelyopterus lucenai* Bertoletti, Pezzi da Silva & Pereira, 1995 (Siluriformes, Auchenipteridae). *Acta Limnológica Brasiliensia*, 17(1): 37-44.
- Moss D. 2000. Biodiversity in fresh waters—an issue of species preservation or system functioning? *Environmental Conservation*, 27: 1-4.
- Nunes, D. M. & S. M. Hartz. 2006. Feeding Dynamics and Ecomorphology of *Oligosarcus jenynsii* (Gunther, 1864) and *Oligosarcus robustus* (Menezes, 1969) in the lagoa Fortaleza, southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(1a): 121-132.

- Nunes, D. M., M. Pellanda & S. M. Hartz. 2004. Dinâmica reprodutiva de *Oligosarcus jenynsii* e *O. robustus* (Characiformes, Characidae) na lagoa Fortaleza, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia*, ser. zool., 94(1): 5-11.
- Olin, M., T. Malinen & J. Ruuhijärvi. 2009. Gillnet catch in estimating the density and structure of fish community—Comparison of gillnet and trawl samples in a eutrophic lake. *Fisheries Research*, 96: 88-94.
- Panosso, R. F., J. L. Attayde & D. Muehe. 1998. Morfometria das lagoas Imboassica, Cabiúnas, Comprida e Carapebus: implicações para seu funcionamento e manejo. In: Esteves, F. A. (Ed.). *Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Rio de Janeiro: Nupem/UFRJ. 464p.
- Pedrozo, C. da S. & O. Rocha. 2005. Zooplankton and water quality of lakes of the Northern Coast of Rio Grande do Sul State, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17(4): 445-464.
- Porcher, L. C. F., G. Poester, M. Lopes, P. Schonhofen & R. A. M. Silvano. 2010. Percepção dos moradores sobre os impactos ambientais e as mudanças na pesca em uma lagoa costeira do litoral sul do Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 36(1): 61-72.
- Prado, J. F. 2009. Vegetação de ambientes aquáticos do litoral norte do Estado do Rio Grande do Sul. Pp. 76-89. In: Würdig, N. L. & S. M. F. Freitas (Org.). *Ecossistemas e Biodiversidade do litoral norte do RS*. Porto Alegre, Editora Nova Prova, 287p.
- Reis, E. G. & M. G. Pawson. 1999. Fish morphology and estimating selectivity by gillnets. *Fisheries Research*, 39: 263-273.
- Reis, R. E., S. O. Kullander & C. J. Jr. Ferraris (Org.). 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, EDIPUCRS, 742p.
- Rodrigues, L. H. R. 2009. Reguladores das comunidades planctônicas e íctica em ecossistemas límnicos subtropicais. Unpublished Ph.D. Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 115p.
- Rodríguez, M. A. & W. M. Lewis. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplains lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, 67: 109-128.
- Schäfer, A. 1988. Tipificação ecológica das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2: 29-55.

- Schäfer, A., R. Lanzer & A. S. Streher. 2009a. Características ecológicas das lagoas costeiras. Pp. 142-157. In: Atlas socioambiental: municípios de Mostardas, Tavares, São José do Norte e Santa Vitória do Palmar. Schäfer, A. E., R. M. Lanzer & R. Pereira (Eds.). Caxias do Sul, Educs, 372p.
- Schäfer, A., A. S. Streher & A. U. Agostini. 2009b. Características morfológicas das lagoas costeiras. Pp. 112-137. In: Atlas socioambiental: municípios de Mostardas, Tavares, São José do Norte e Santa Vitória do Palmar. Schäfer, A. E., R. M. Lanzer & R. Pereira (Eds.). Caxias do Sul, Educs, 372p.
- Scheffer, M. 1998. Ecology of shallow lakes. Chapman and Hall, London.
- Scheffer, M. G., J. van Geest, K. Zimmer, E. Jeppesen, M. Søndergaard, M. G. Butler, M. A. Hanson, S. Declerck & L. De Meester. 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos*, 112(1): 227-231.
- Schifino, L. C., C. B. Fialho & J. R. Verani. 2004. Fish Community Composition, Seasonality and Abundance in Fortaleza Lagoon, Cidreira. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 47(5): 755-763.
- Schindler, D. E. & M. D. Scheuerell. 2002. Habitat coupling in lake ecosystems. *Oikos*, 98: 177-189.
- Schwarzbold, A. & A. Schäfer. 1984. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul – Brasil. *Amazoniana*, 9(1): 87-104.
- Seeliger, U., C. Odebrecht & J. P. Castello. 1997. Subtropical convergence environments: The coast and sea in the southwestern Atlantic. Berlin, Springer-Verlag, 308p.
- Shibatta, O. A., M. L. Orsi, S. T. Bennemann & A. T. Silva-Souza. 2002. Diversidade e distribuição de peixes na bacia do rio Tibagi. Pp. 403-423. In: Medri, M. E., E. Bianchini, O. A. Shibatta & J. A. Pimenta (Eds.). A bacia do rio Tibagi. Londrina, 595p.
- Teixeira-de Mello F., M. Meerhoff, Z. Pekcan-Hekim & E. Jeppesen. 2009. Substantial differences in littoral fish community structure and dynamics in subtropical and temperate shallow lakes. *Freshwater Biology*, 54: 1202–1215.

- Tejerina-Garro, F. L.; R. Fortin & M. A. Rodríguez. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes*, 51: 399-410.
- ter Braak, C. J. F. 1995. Ordination. Pp.91-173. In: Jongman, R. H. J., C. J. F. ter Braak & O. F. R. Van Tongeren (Eds.). *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge, Cambridge University.
- Tomazelli, L. J. & J. A. Villwock. 2005. Mapeamento Geológico de Planícies Costeiras: o Exemplo da Costa do Rio Grande do Sul. *Gravel*, 3: 109-115.
- 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.
- Vander Zanden, M. J. & Y. Vadeboncoeur. 2002. Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes. *Ecology*, 83(8): 2152-2161.
- Vieira, J. P. 2006. Ecological analogies between estuarine bottom traw fish assemblages from Patos Lake, Rio Grande do Sul, Brazil and York River, Virginia, USA. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(1): 234-247.
- Vieira, J. P., T. Giarrizzo & H. Spach. 2006. Nécton. Pp.145-147. In: Lana, P., A. Bianchini, C. Ribeiro, L. Niencheski, G. Filmann & C. Santos (Eds.). *Avaliação Ambiental de Estuários Brasileiros: Diretrizes Metodológicas*. Rio de Janeiro, Museu Nacional. v.1.
- von Sperling, E. 1994. Morphometric features of some lakes and reservoirs in the state of Minas Gerais. Pp. 71-76. In: Pinto-Coelho, R. M., A. Giani & E. von Sperling (Eds.). *Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais with special reference to future development and management strategies*. Belo Horizonte, SEGRAC, 193p.
- Williams, P., M. Whitfield, J. Biggs, S. Brayb, G. Foxa, P. Nicoleta & D. Searb. 2003. Comparative diversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*, 115: 329-341.
- Winemiller, K. O., S. Tarim, D. Shormann & J. B. Cotner. 2000. Fish assemblage structure in relation to environmental variation among Brazos River oxbow lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129: 451-468.

Würdig, N. L. 1987. Alguns dados físicos e químicos do sistema lagunar de Tramandaí, RS. Pesquisas, 20: 49-74.

Würdig, N. L. 1988. Distribuição espacial e temporal da comunidade de ostracodes nas lagoas Tramandaí e Armazém, Rio Grande do Sul, Brasil. Acta Limnologica Brasiliensia, 2: 701-721.

TABELAS

Tabela 1. Lista de espécies coletadas nas lagoas Itapeva, Quadros, Malvas, Fortaleza, Rondinha e Barros do sistema do rio Tramandaí, RS, Brasil, durante os meses de novembro de 2008 a abril de 2010 com redes de arrasto de praia e emalhe. NTOT, número total de indivíduos capturados; CT, comprimento total; Mín., mínimo; Máx., máximo.

Ordem/Família/Espécies	NTOT		PESO (g)		CT (mm)	
	Arrasto	Emalhe	Arrasto	Emalhe	Mín.	Máx.
Clupeiformes						
Engraulidae						
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Agassiz 1829)	69	302	388,2	16.191,9	22	288
Clupeidae						
<i>Platanichthys platana</i> (Regan 1917)	840	24	289,9	223,3	19	105
Characiformes						
Curimatidae						
<i>Cyphocharax saladensis</i> (Meinken 1933)	0	1	0	14,9	105	105
<i>Cyphocharax voga</i> (Hensel 1870)	116	1.057	487	59.554,6	22	270
Crenuchidae						
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann 1909	64	0	35,9	0	30	61
Characidae						
<i>Aphyocharax anisitsi</i> Eigenmann & Kennedy 1903	3	0	1,8	0	40	41
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	2.671	175	5.538,6	2.809	32	171
<i>Astyanax aff. fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	1.590	3.255	2.831,18	64.071	9	198
<i>Astyanax jacuhiensis</i> (Cope, 1894)	372	86	1.230,8	2.167,9	40	145
<i>Astyanax sp. 1</i>	41	0	14,1	0	30	36
<i>Astyanax sp.</i>	3	32	5,3	1.215,7	44	147
<i>Charax stenopterus</i> (Cope, 1894)	10	75	27,8	1.223,8	66	130
<i>Cheirodon ibicuiensis</i> Eigenmann, 1915	436	0	294,9	0	25	60
<i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns, 1842)	402	0	271,9	0	25	137
<i>Cyanocharax alburnus</i> (Hensel, 1870)	19.955	0	11.050	0	16	135
<i>Hyphessobrycon igneus</i> Miquelarena, Menni, López & Casciotta 1980	170	0	60,6	0	17	52
<i>Hyphessobrycon togoi</i> Miquelarena & López 2006	9	3	25,3	26	33	86
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i> (Boulenger 1887)	4.459	249	5.932,1	2.319,2	15	132
<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther 1864)	211	185	443,6	10.519,9	17	319
<i>Oligosarcus robustus</i> Menezes 1969	276	553	1.399,2	39.298,5	45	353
<i>Oligosarcus spp.</i>	85	0	277,9	0	27	114
<i>Pseudocorynopoma doriae</i> Perugia 1891	37	0	42,7	0	42	65
Acestrorhynchidae						
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> Menezes 1992	0	19	0	1.274,9	155	231
Erythrinidae						
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	12	164	363,3	50.070,7	43	515
Siluriformes						
Trichomycteridae						
<i>Homodiaetus anisitsi</i> Eigenmann & Ward 1907	38	0	3,9	0	21	43
Callichthyidae						
<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)	307	8	292,9	70,7	21	80
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock 1828)	0	15	0	2.287,8	97	215

Tabela 1 - Continuação

Loricariidae						
<i>Hisonotus leucofrenatus</i> (Miranda Ribeiro 1908)	129	1	54,57	1,8	22	63
<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes 1836	0	3	0	3.028	20	660
<i>Loricariichthys anus</i> (Valenciennes 1835)	13	2.675	680,8	149.820	36	400
<i>Rineloricaria longicauda</i> Reis 1983	22	22	46,4	223,2	27	201
<i>Rineloricaria quadrensis</i> Reis 1983	61	73	107,9	799,2	37	165
Pseudopimelodidae						
<i>Microglanis cibela</i> Malabarba & Mahler 1998	2	0	0,5	0	27	43
Heptapteridae						
<i>Pimelodella australis</i> Eigenmann 1917	32	26	244,3	501	68	186
<i>Rhamdia</i> aff. <i>quelen</i> (Quoy & Gaimard 1824)	2	9	33,7	3.848,5	25	505
Ariidae						
<i>Genidens genidens</i> (Cuvier 1829)	0	13	0	2.935,8	225	340
<i>Genidens barbatus</i> (Lacepède 1803)	0	2	0	566,4	302	308
Auchenipteridae						
<i>Trachelyopterus lucenai</i> Bertolotti, Pezzi da Silva & Pereira 1995	0	137	0	12.618,5	123	256
Gymnotiformes						
Gymnotidae						
<i>Gymnotus</i> aff. <i>carapo</i> Linnaeus, 1758	0	1	0	66,6	270	270
Hypopomidae						
<i>Brachyhypopomus draco</i> Giora, Malabarba & Crampton 2008	1	0	1,6	0	80	80
Cyprinodontiformes						
Rivulidae						
<i>Cynopoeilus multipapillatus</i> Costa 2002	12	0	1,2	0	21	29
Poeciliidae						
<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel 1868)	13	0	2,7	0	17	37
Anablepidae						
<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns 1842)	1.909	0	1.600	0	14	92
Mugiliformes						
Mugilidae						
<i>Mugil liza</i> Valenciennes 1836	2	1	223,5	183,4	34	283
Atheriniformes						
Atherinopsidae						
<i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes 1835)	0	51	0	2.707,4	157	363
<i>Odontesthes ledae</i> Malabarba & Dyer 2002	0	358	0	12.358,3	150	272
<i>Odontesthes piquava</i> Malabarba & Dyer 2002	0	16	0	398,8	143	162
<i>Odontesthes</i> spp.	604	47	527,81	1.167,4	17	179
Perciformes						
Centropomidae						
<i>Centropomus parallelus</i> Poey 1860	0	12	0	4.965,7	206	445
Cichlidae						
<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns 1842)	11	6	124,64	297	14	156
<i>Cichlasoma portalegrense</i> (Hensel 1870)	5	0	170,9	0	20	128
<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840	123	13	98,5	1.192,1	16	250
<i>Crenicichla maculata</i> Kullander & Lucena 2006	5	75	127,9	6.437,6	37	320

Tabela 1 - Continuação

<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	137	448	2.739,4	45.112,4	18	266
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i> (Hensel 1870)	47	80	801,5	2.406,6	23	181
<i>Gymnogeophagus lacustris</i> Reis & Malabarba 1988	16	83	615,9	3.177,9	32	190
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i> (Hensel 1870)	2	1	7,2	58	22	149
Gobiidae						
<i>Ctenogobius shufeldti</i> (Jordan & Eigenmann 1887)	156	0	51,8	0	25	56
Total	35.480	10.356	39.571,6	508.211		

Tabela 2. Resultados SIMPER mostrando a contribuição percentual das espécies mais representativas para a dissimilaridade de composição de espécies entre os grupos de amostras (fator = rede).

Espécies	Abundância média ^a		Dissimilaridade média ^b	Contribuição ^c (%)
	Arrasto	Emalhe		
<i>Cyanocharax alburnus</i>	11,09	0,00	2,31±8,76	4,39
<i>Cheirodon ibicuiensis</i>	0,24	0,00	2,18±3,69	4,14
<i>Jenynsia multidentata</i>	1,06	0,00	2,16±3,73	4,11
<i>Hisonotus leucofrenatus</i>	0,07	0,00	2,05±2,75	3,90
<i>Trachelyopterus lucenai</i>	0,00	0,01	1,91±2,15	3,63
<i>Cheirodon interruptus</i>	0,22	0,00	1,89±2,16	3,58
<i>Ctenogobius shufeldti</i>	0,09	0,00	1,79±1,81	3,41
<i>Odontesthes ledae</i>	0,00	0,02	1,78±1,82	3,38
<i>Hoplias malabaricus</i>	0,01	0,01	1,76±1,68	3,35
<i>Crenicichla maculata</i>	0,00	0,01	1,63±1,48	3,10

^a Contribuição de cada espécie para a dissimilaridade média entre os grupos.

^b Dissimilaridade média entre os grupos ± desvio padrão.

^c Percentual de contribuição de cada espécie (>3,0%) para a dissimilaridade entre os grupos.

Tabela 3. Principais espécies (no mínimo frequentes em um dos amostradores - ver legenda) coletadas com rede de arrasto de praia e redes de emalhe na zona litoral das lagoas Itapeva, Quadros, Malvas, Fortaleza, Rondinha e Barros de novembro de 2008 a abril de 2010, ordenadas de acordo com sua importância numérica. Valores representam o percentual numérico baseado em CPUE. CT, comprimento total (mm); S, número de espécies; CPUE, ind./m² ou g/m² (arrasto) ou ind./m²/h ou g/m²/h (emalhe); Esforço, n° de arrastos ou n° de redes de emalhe (30 x 1,5 m) por hora.

Espécies	Número%		Peso%		CT médio	
	Arrasto	Emalhe	Arrasto	Emalhe	Arrasto	Emalhe
<i>Cyanocharax alburnus</i>	56,25		27,95		38,15	---
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	12,57	1,96	15,01	0,38	43,55	87,66
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	7,53	2,01	14,01	0,63	51,82	102,89
<i>Jenynsia multidentata</i>	5,38		4,05		36,12	---
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	4,48	30,69	7,16	11,92	50,95	120,68
<i>Platanichthys platana</i>	2,37	0,23	0,73	0,04	30,81	97,38
<i>Loricariichthys anus</i>	0,04	26,65	1,72	30,62	189,42	235,47
<i>Cyphocharax voga</i>	0,33	10,61	1,23	11,93	61,15	152,66
<i>Oligosarcus robustus</i>	0,78	4,98	3,54	7,04	81,21	189,85
<i>Geophagus brasiliensis</i>	0,39	4,53	6,93	9,16	83,23	161,61
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0,19	3,11	0,98	3,26	79,38	191,07
<i>Hoplias malabaricus</i>	0,03	1,62	0,92	9,91	104,42	283,02
<i>Trachelyopterus lucenai</i>		1,33		2,48	---	167,99
<i>Odontesthes ledae</i>		2,93		2,08	---	175,81
<i>Odontesthes spp.</i>	1,69	0,40	1,23	0,21	40,51	156,45
<i>Cheirodon ibicuihensis</i>	1,23		0,75		39,35	---
<i>Cheirodon interruptus</i>	1,13		0,69		38,04	---
<i>Corydoras paleatus</i>	0,87	0,09	0,74	0,02	36,42	75,13
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	0,59	1,72	1,12	1,97	59,91	176,81
<i>Ctenogobius shufeldti</i>	0,44		0,13		35,10	---
<i>Hisonotus leucofrenatus</i>	0,36	0,01	0,14		35,55	60,00
<i>Astyanax jacuhiensis</i>	1,05	0,90	3,11	0,46	63,41	113,01
<i>Crenicichla maculata</i>	0,01	0,75	0,32	1,27	113,00	189,24
S	44	40				
CPUE	0,82	0,01	0,91	0,72		
Esforço	433	844				
Legenda:						
					Abundante e Frequente	
					Abundante e Não frequente	
					Frequente e Não abundante	
					Presente	

Tabela 4. Resultados SIMPER mostrando a contribuição percentual das espécies mais representativas para a dissimilaridade de CPUEn entre os grupos de amostras (fator = rede).

Espécies	Abundância média ^a		Dissimilaridade média ^b	Contribuição ^c (%)
	Arrasto	Emalhe		
<i>Cyanocharax alburnus</i>	11,09	0,00	31,04±2,71	33,47
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	2,48	0,01	10,66±1,60	11,49
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	1,48	0,01	8,15±1,56	8,79
<i>Jenynsia multidentata</i>	1,06	0,00	7,53±1,86	8,12
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	0,88	0,21	4,26±1,13	4,59
<i>Odontesthes spp.</i>	0,33	0,00	4,11±1,25	4,43
<i>Platanichthys platana</i>	0,47	0,00	3,70±0,71	3,99
<i>Cheirodon ibicuiensis</i>	0,24	0,00	3,22±1,39	3,47

^a Contribuição de cada espécie para a dissimilaridade média entre os grupos.

^b Dissimilaridade média entre os grupos ± desvio padrão.

^c Percentual de contribuição de cada espécie (>3,0%) para a dissimilaridade entre os grupos.

Tabela 5. Resultados SIMPER mostrando a contribuição percentual das espécies mais representativas para a dissimilaridade de CPUEb entre os grupos de amostras (fator = rede).

Espécies	Abundância média ^a		Dissimilaridade média ^b	Contribuição ^c (%)
	Arrasto	Emalhe		
<i>Loricariichthys anus</i>	0,38	10,34	9,52±2,20	12,31
<i>Cyanocharax alburnus</i>	6,14	0,00	8,42±2,50	10,89
<i>Hoplias malabaricus</i>	0,20	3,35	5,69±1,80	7,36
<i>Cyphocharax voga</i>	0,27	4,03	5,08±1,45	6,56
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	3,08	0,21	4,33±1,55	5,60
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	3,30	0,13	4,31±1,38	5,57
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	1,57	4,03	4,12±1,37	5,33
<i>Geophagus brasiliensis</i>	1,52	3,09	4,09±1,35	5,29
<i>Oligosarcus robustus</i>	0,78	2,38	3,56±1,27	4,61
<i>Jenynsia multidentata</i>	0,89	0,00	2,47±1,73	3,20

^a Contribuição de cada espécie para a dissimilaridade média entre os grupos.

^b Dissimilaridade média entre os grupos ± desvio padrão.

^c Percentual de contribuição de cada espécie (>3,0%) para a dissimilaridade entre os grupos.

Tabela 6. Resultados das análises dos testes t^* e Wilcoxon para diferenças significativas de variáveis abióticas entre os subsistemas norte e sul do sistema do rio Tramandaí. Dp, desvio padrão.

Variáveis Abióticas	NORTE			SUL			<i>p</i>
	Média	Dp	Amplitude	Média	Dp	Amplitude	
Temperatura da água (°C)	22,77	5,05	14,8-30,3	21,42	5,42	13,4-33	0,252
pH	7,73	0,45	6,89-9,1	7,56	0,57	5,87-8,35	0,189*
Condutividade (mS cm ⁻¹)	0,14	0,19	0,04-0,66	0,18	0,06	0,08-0,28	<0,001
Salinidade (‰)	0,08	0,05	0-0,18	0,11	0,06	0-0,25	0,030*
Turbidez (NTU)	32,19	24,65	3,98-112	7,7	6,49	0,02-26,2	<0,001
Dureza (mg L ⁻¹)	15,97	4,2	12-30	23,18	7,23	10-36,5	<0,001
Sólidos Totais Dissolvidos (mg L ⁻¹)	154,86	93,11	0-364	199,22	94,98	36-542	0,049*
Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	9,02	1,81	6,4-14,5	9,1	1,91	5,6-14,1	0,648
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	2,64	2,2	0-7,34	1,32	1,09	0,1-4,56	0,008
Sólidos Suspensos (mg L ⁻¹)	27,3	25,94	0-90	20,05	26,27	0-98	0,079
Clorofila <i>a</i> (µg L ⁻¹)	2,55	4,12	0-19,21	1,4	2,63	0-13,67	0,568
Profundidade (cm)	138,92	49,67	50-230	153,81	62,74	60-350	0,268*
Transparência de Secchi (cm)	43,6	19,59	15-90	89,78	47,77	35-230	<0,001

Tabela 7. Média ± desvio padrão das variáveis abióticas medidas nas lagoas costeiras dos subsistemas norte e sul do sistema do rio Tramandaí (ITA, Itapeva; QUA, Quadros; MAL, Malvas; FOR, Fortaleza; RON, Rondinha; BAR, Barros).

Variáveis Abióticas	NORTE				SUL	
	ITA	QUA	MAL	FOR	RON	BAR
Temperatura da água (°C)	22,71±5,21	23,03±5,27	22,58±5,12	21,49±5,94	21,43±5,67	21,33±0,09
pH	7,73±0,36	7,96±0,44	7,48±0,45	7,53±0,53	7,62±0,48	7,55±0,72
Condutividade (mS cm ⁻¹)	0,13±0,19	0,14±0,19	0,16±0,19	0,22±0,04	0,21±0,03	0,12±0,05
Salinidade (‰)*	0,09±0,05	0,08±0,05	0,07±0,04	0,13±0,07	0,13±0,05	0,07±0,06
Turbidez (NTU)*	41,25±28,94	33,61±27,11	21,70±12,25	10,39±5,41	10,61±6,95	2,12±2,28
Dureza (mg L ⁻¹)*	15,50±4,21	16,17±3,81	16,25±4,86	27,71±5,12	26,46±4,42	15,38±4,47
Sólidos Totais Dissolvidos (mg L ⁻¹)	171,75±92,47	144,50±95,93	148,33±96,74	230,67±108,69	222,83±63,63	144,17±88,58
Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	8,82±1,31	9,91±2,19	8,32±1,56	9,30±2,03	9,13±2,10	8,88±1,74
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	2,19±2,22	2,59±1,92	3,13±2,50	1,17±0,75	1,65±1,61	1,13±0,67
Sólidos Suspensos (mg L ⁻¹)	27,87±26,22	35,05±30,27	18,97±19,90	23,20±27,49	24,02±28,06	12,93±23,88
Clorofila <i>a</i> (µg L ⁻¹)	1,76±2,40	3,50±5,86	2,40±3,49	2,37±3,79	0,61±0,76	1,21±2,31
Profundidade (cm)	122,29±46,61	141,46±60,14	153,00±39,19	142,50±30,04	135,17±50,48	183,75±87,05
Transparência de Secchi (cm)*	32,71±7,94	51,00±25,57	47,08±17,38	67,92±18,88	63,50±16,89	137,92±53,06

* Significativo entre lagoas costeiras ($\alpha = 0,05$)

Tabela 8. Resumo dos resultados dos testes de significância para diferenças espaciais (subsistemas norte e sul) e sazonais de variáveis abióticas no sistema do rio Tramandaí (O, outono; I, inverno; P, primavera; V, verão) (n.s), não significativo.

Variáveis Abióticas	Espacial	Sazonal	Interação ³	Diferenças sazonais ⁴
	p^1	p^2		
Temperatura da água (°C)	0,252	<0,001	(n.s)	I ≠ P, V; O ≠ P, V; P ≠ V
pH	0,189*	0,005*	0,044	I ≠ V; P ≠ V
Condutividade (mS cm ⁻¹)	<0,001	0,15	0,049	-----
Salinidade (‰)	0,030*	0,003*	(n.s)	O ≠ P, V
Turbidez (NTU)	<0,001	0,02	<0,001	I ≠ O, V
Dureza (mg L ⁻¹)	<0,001	0,03	(n.s)	P ≠ I, O
Sólidos Totais Dissolvidos (mg L ⁻¹)	0,049*	<0,001*	(n.s)	I ≠ O, P, V
Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	0,648	0,00	(n.s)	I ≠ O, V; O ≠ P; P ≠ V
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	0,008	0,40	0,002	-----
Sólidos Suspensos (mg L ⁻¹)	0,079	<0,001	(n.s)	I ≠ V; O ≠ P, V
Clorofila <i>a</i> (µg L ⁻¹)	0,568	0,78	(n.s)	-----
Profundidade (cm)	0,268*	<0,001*	(n.s)	P ≠ I, O, V
Transparência de Secchi (cm)	<0,001	0,09	(n.s)	-----

¹ Wilcoxon test (* t test.)

² Kruskal-Wallis (* ANOVA – one way)

³ ANOVA – two way

⁴ Post Hoc Tukey's test

Tabela 9. Espécies coletadas com rede de arrasto de praia em lagoas costeiras do SRT, ordenadas segundo a soma do VIR nos subsistemas norte e sul. CT, comprimento total (mín. e máx.); n%, número percentual; b%, biomassa percentual e FO, frequência de ocorrência.

Espécies	NORTE				SUL			
	CT(mm)	n%	b%	FO	CT(mm)	n	b	FO
<i>Cyanocharax alburnus</i>	14-147	52,24	22,31	100	13-85	65,77	37,53	100
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	28-92	5,31	8,97	83	20-117	6,96	17,70	74
<i>Jenynsia multidentata</i>	17-76	5,40	4,08	80	15-92	6,02	4,87	85
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	25-78	12,52	12,81	66	17-378	7,88	9,62	74
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	9-133	10,98	17,22	97	20-85	0,30	0,58	29
<i>Odontesthes spp.</i>	16-136	1,48	2,10	57	13-83	2,09	0,62	62
<i>Cheirodon ibicuiensis</i>	25-60	1,48	0,97	57	21-60	0,91	0,58	44
<i>Oligosarcus robustus</i>	48-205	0,82	4,34	51	37-152	0,66	3,30	44
<i>Geophagus brasiliensis</i>	41-667	0,67	6,91	43	13-193	0,31	9,23	38
<i>Hisonotus leucofrenatus</i>	17-63	0,83	0,28	71	19-61	0,07	0,05	21
<i>Astyanax jacuhiensis</i>	37-96	2,55	4,77	57	54-127	0,32	2,44	21
<i>Corydoras paleatus</i>	22-70	1,01	0,92	40	24-60	0,95	0,77	44
<i>Ctenogobius shufeldti</i>	20-56	1,11	0,31	49	30-53	0,13	0,05	35
<i>Platanichthys platana</i>	18-75	0,62	0,08	23	16-50	4,01	0,54	44
<i>Cheirodon interruptus</i>	23-56	0,34	0,22	20	19-137	0,51	0,28	44
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	64-110	0,08	0,41	17	26-121	0,71	1,39	44
<i>Lycengraulis grossidens</i>	22-116	0,33	0,96	31	33-425	0,16	0,99	26
<i>Cyphocharax voga</i>	47-74	0,22	0,47	17	33-185	0,33	2,24	29
<i>Oligosarcus spp.</i>	51-105	0,27	0,79	17	27-114	0,12	0,45	21
<i>Characidium zebra</i>	30-61	0,40	0,18	26	33-59	0,09	0,06	12
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	45-65	0,02	0,04	6	23-143	0,13	3,76	26
<i>Rineloricaria longicauda</i>	35-201	0,15	0,24	23	27-134	0,03	0,08	12
<i>Pimelodella australis</i>	67-135	0,20	1,41	20	68-107	0,05	0,28	12
<i>Rineloricaria quadrensis</i>	41-147	0,48	0,71	23	37-122	0,01	0,04	6
<i>Homodiaetus anisitsi</i>	28-43	0,17	0,02	9	17-30	0,11	0,01	21
<i>Pseudocorynopoma doriae</i>	40-78	0,17	0,19	11	41-59	0,10	0,09	12
<i>Hyphessobrycon togoi</i>		0,00	0,00	0	33-86	0,06	0,16	18
<i>Loricariichthys anus</i>	196-330	0,06	4,76	11		0,00	0,00	0
<i>Hoplias malabaricus</i>	255-255	0,01	1,23	3	26-183	0,05	0,26	12
<i>Crenicichla maculata</i>		0,00	0,00	0	37-160	0,03	0,83	15
<i>Gymnogeophagus lacustris</i>	32-123	0,02	0,42	9	33-33	0,01	0,00	3
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	37-37	0,01	0,00	3	19-42	0,07	0,01	9
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>		0,00	0,00	0	17-33	0,05	0,00	9
<i>Mugil liza</i>	280-280	0,01	1,57	3	34-34	0,01	0,00	3
<i>Crenicichla lepidota</i>		0,00	0,00	0	28-98	0,80	0,42	6
<i>Cichlasoma portalegrense</i>		0,00	0,00	0	120-128	0,01	0,62	6
<i>Rhamdia quelen</i>	83-135	0,02	0,24	6		0,00	0,00	0
<i>Microglanis cibela</i>	43-43	0,01	0,00	3	37-37	0,01	0,00	3
<i>Astyanax sp.</i>	44-65	0,02	0,03	6		0,00	0,00	0
<i>Australoheros facetus</i>		0,00	0,00	0	18-95	0,01	0,12	3
<i>Cynopoecilus multipapillatus</i>		0,00	0,00	0	17-27	0,08	0,01	3
<i>Astyanax sp. 1</i>		0,00	0,00	0	24-34	0,04	0,01	3
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>		0,00	0,00	0	22-22	0,01	0,00	3
<i>Brachyhypopomus draco</i>	80-80	0,01	0,01	3		0,00	0,00	0

Tabela 10. Espécies dominantes ($\sum \text{VIR} \Rightarrow >75\%$) coletadas com rede de arrasto de praia por subsistema e estação sazonal (Pri, primavera; Ver, verão; Out, outono; Inv, inverno) em negrito. Números representam o valor de importância relativa (VIR). Riqueza de espécies (S).

Espécies	NORTE				SUL			
	Pri	Ver	Out	Inv	Pri	Ver	Out	Inv
<i>C. alburnus</i>	8,50	12,10	21,16	13,11	8,14	17,32	20,56	23,49
<i>J. multidentata</i>	5,73	7,98	6,87	5,32	6,19	8,74	7,16	8,39
<i>A. eigenmanniorum</i>	5,99	8,55	8,08	6,10	7,65	10,30	5,43	1,84
<i>H. luetkenii</i>	7,29	8,46	4,75	4,31	7,83	9,25	5,43	1,87
<i>Odontesthes spp.</i>	5,99	1,89	4,95	7,73	5,36	1,35	8,50	9,39
<i>A. aff. fasciatus</i>	10,09	8,79	9,34	8,38	3,73	3,38	0,00	0,00
<i>C. ibicuihensis</i>	3,78	4,58	4,49	5,42	2,27	2,00	4,57	10,66
<i>G. brasiliensis</i>	4,08	4,71	2,27	2,79	6,28	2,31	2,30	4,99
<i>C. shufeldti</i>	2,92	1,90	6,81	5,46	2,20	1,32	6,78	1,84
<i>O. robustus</i>	4,80	4,73	3,37	3,05	4,80	4,90	2,40	0,00
<i>P. platana</i>	1,46	0,62	4,50	1,36	0,00	3,36	8,15	8,20
<i>H. leucofrenatus</i>	6,58	6,33	4,40	2,62	0,00	2,64	2,26	1,84
<i>C. paleatus</i>	2,26	3,29	3,35	4,34	2,95	4,69	3,92	1,87
<i>A. jacuhiensis</i>	4,48	6,09	3,36	4,22	1,66	2,89	1,17	0,00
<i>C. interruptus</i>	2,98	1,89	0,00	0,00	4,51	3,32	2,27	3,85
<i>O. jenynsii</i>	1,47	1,90	1,18	0,00	4,02	4,68	2,33	1,98
<i>L. grossidens</i>	1,50	4,56	0,00	2,65	2,27	3,40	1,13	0,00
<i>C. zebra</i>	1,47	0,62	4,46	2,75	0,75	0,00	2,28	1,86
<i>C. voga</i>	2,98	1,29	0,00	0,00	3,14	2,69	3,04	0,00
<i>G. gymnogenys</i>	0,00	1,25	0,00	0,00	1,93	2,08	2,41	4,90
<i>P. australis</i>	1,48	0,65	1,13	4,96	1,51	0,67	0,00	1,87
<i>H. anisitsi</i>	0,00	0,00	1,10	2,80	0,00	0,66	5,65	1,83
<i>R. longicauda</i>	2,19	0,65	1,09	4,09	1,48	0,66	1,13	0,00
<i>R. quadrensis</i>	1,45	1,31	2,24	3,30	1,47	0,00	0,00	0,00
<i>Oligosarcus spp.</i>	2,25	2,01	0,00	0,00	3,75	1,34	0,00	0,00
<i>P. caudimaculatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,74	0,00	0,00	3,69
Total	91,72	96,13	98,89	94,77	84,63	93,97	98,87	94,37
S	30	28	21	23	34	28	22	21

Tabela 11. Resultados SIMPER mostrando a contribuição percentual das espécies mais representativas, coletadas com rede de arrasto de praia, para a dissimilaridade de composição de espécies entre os grupos de amostras dos subsistemas norte e sul (fator = local).

Espécies	Abundância média ^a		Dissimilaridade média ^b	Contribuição ^c (%)
	Norte	Sul		
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	0,97	0,29	3,53±1,38	6,58
<i>Hisonotus leucofrenatus</i>	0,71	0,21	3,03±1,19	5,64
<i>Astyanax jacuhiensis</i>	0,57	0,21	2,58±1,01	4,80
<i>Cheirodon ibicuiensis</i>	0,57	0,44	2,41±0,95	4,50
<i>Oligosarcus robustus</i>	0,51	0,44	2,38±0,95	4,44
<i>Platanichthys platana</i>	0,23	0,44	2,37±0,88	4,42
<i>Ctenogobius shufeldti</i>	0,49	0,35	2,35±0,94	4,38
<i>Odontesthes spp.</i>	0,57	0,62	2,33±0,91	4,34
<i>Corydoras paleatus</i>	0,40	0,44	2,21±0,94	4,12
<i>Geophagus brasiliensis</i>	0,43	0,38	2,18±0,94	4,06
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	0,66	0,74	2,15±0,82	4,00
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	0,17	0,44	2,04±0,88	3,80
<i>Cheirodon interruptus</i>	0,20	0,44	2,03±0,90	3,78
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0,31	0,26	1,86±0,81	3,47
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	0,83	0,74	1,83±0,70	3,42

^a Contribuição de cada espécie para a dissimilaridade média entre os grupos.

^b Dissimilaridade média entre os grupos ± desvio padrão.

^c Percentual de contribuição de cada espécie (>3,0%) para a dissimilaridade entre os grupos.

Tabela 12. Resultados SIMPER mostrando a contribuição percentual das espécies mais representativas, coletadas com rede de arrasto de praia, para a dissimilaridade de CPUEn entre os grupos de amostras dos subsistemas norte e sul (fator = local).

Espécies	Abundância média ^a		Dissimilaridade média ^b	Contribuição ^c (%)
	Norte	Sul		
<i>Cyanocharax alburnus</i>	36,85	58,01	7,27±1,30	12,45
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	8,83	6,95	5,93±1,20	10,14
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	7,74	0,26	5,32±1,25	9,10
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	3,74	6,14	5,14±1,30	8,79
<i>Jenynsia multidentata</i>	3,81	5,31	4,79±1,34	8,19
<i>Odontesthes spp.</i>	1,05	1,85	3,33±1,00	5,71
<i>Platanichthys platana</i>	0,43	3,54	3,24±0,72	5,54
<i>Cheirodon ibicuiensis</i>	1,05	0,81	2,63±0,97	4,50
<i>Corydoras paleatus</i>	0,71	0,84	2,15±0,83	3,68
<i>Oligosarcus robustus</i>	0,58	0,58	1,76±0,90	3,01

^a Contribuição de cada espécie para a dissimilaridade média entre os grupos.

^b Dissimilaridade média entre os grupos ± desvio padrão.

^c Percentual de contribuição de cada espécie (>3,0%) para a dissimilaridade entre os grupos.

Tabela 13. Resultados SIMPER mostrando a contribuição percentual das espécies mais representativas, coletadas com rede de arrasto de praia, para a dissimilaridade de CPUEb entre os grupos de amostras dos subsistemas norte e sul (fator = local).

Espécies	Abundância média ^a		Dissimilaridade média ^b	Contribuição ^c (%)
	Norte	Sul		
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	14,02	0,53	6,24±1,27	9,79
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	7,30	16,07	5,69±1,28	8,93
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	10,43	8,73	5,39±1,16	8,45
<i>Cyanocharax alburnus</i>	18,16	34,08	5,23±1,12	8,20
<i>Geophagus brasiliensis</i>	5,63	8,38	4,33±0,91	6,80
<i>Jenynsia multidentata</i>	3,33	4,42	4,03±1,22	6,32
<i>Oligosarcus robustus</i>	3,54	3,00	3,66±1,01	5,74
<i>Astyanax jacuhiensis</i>	3,89	2,22	3,14±0,95	4,92
<i>Odontesthes spp.</i>	1,71	0,56	2,28±0,68	3,57
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	0,04	3,41	2,03±0,55	3,18

^a Contribuição de cada espécie para a dissimilaridade média entre os grupos.

^b Dissimilaridade média entre os grupos ± desvio padrão.

^c Percentual de contribuição de cada espécie (>3,0%) para a dissimilaridade entre os grupos.

Tabela 14. Resultados do testes pareados da ANOSIM para diferenças em composição, número de indivíduos (CPUE_n) e biomassa (CPUE_b) das espécies coletadas com rede de arrasto de praia entre estações do ano (fator).

Estações	Verão	Outono	Inverno
Primavera			
Composição	R = 0,138 <i>p</i> = 0,027	R = 0,299 <i>p</i> = 0,001	R = 0,401 <i>p</i> = 0,002
CPUE _n	R = 0,283 <i>p</i> = 0,001	R = 0,33 <i>p</i> = 0,001	R = 0,403 <i>p</i> = 0,001
CPUE _b	R = 0,148 <i>p</i> = 0,007	R = 0,299 <i>p</i> = 0,001	R = 0,411 <i>p</i> = 0,001
Verão			
Composição		R = 0,334 <i>p</i> = 0,001	R = 0,544 <i>p</i> = 0,001
CPUE _n		R = 0,382 <i>p</i> = 0,001	R = 0,678 <i>p</i> = 0,001
CPUE _b		R = 0,379 <i>p</i> = 0,001	R = 0,634 <i>p</i> = 0,001
Outono			
Composição			R = -0,003 <i>p</i> = 0,452
CPUE _n			R = 0,133 <i>p</i> = 0,043
CPUE _b			R = 0,09 <i>p</i> = 0,105

Tabela 15. Resultados dos testes pareados de SIMPER para a dissimilaridade média em composição, número de indivíduos (CPUE_n) e biomassa (CPUE_b) das espécies coletadas com rede de arrasto de praia entre estações do ano (fator).

Estações	Verão	Outono	Inverno
Primavera			
Composição	46,20%	54,05%	57,60%
CPUE _n	52,99%	62,11%	66,40%
CPUE _b	54,48%	67,17%	72,11%
Verão			
Composição		53,19%	58,35%
CPUE _n		54,08%	62,58%
CPUE _b		60,99%	69,08%
Outono			
Composição			52,37%
CPUE _n			58,95%
CPUE _b			66,22%

Tabela 16. Resumo dos resultados dos testes de significância para diferenças em descritores das assembleias de peixes da zona litoral (rede de arrasto de praia), espacial e sazonalmente, no sistema do rio Tramandaí (Lagoas; I = Itapeva, Q = Quadros, F = Fortaleza, R = Rondinha. Estações; P = primavera, V = verão, O = outono, I = inverno; (n.s) não significativo).

Descritores	Lagoas ¹ (n=4)	Subsistemas ² (n=2)	Estações ¹ (n=4)	Subsistemas ³ x Estações	Diferenças ⁴ entre lagoas	Diferenças ⁴ entre estações
CPUE _n				$p = 0,44$	(n.s)	I ≠ O, P, V
$F = 2,23$	$p = 0,08$					
$t = -0,47$		$p = 0,64$				
$F = 15,40$			$p < 0,001$			
CPUE _b				$p = 0,01$	(n.s)	I, O ≠ P, V
$F = 1,06$	$p = 0,36$					
$t = 0,74$		$p = 0,46$				
$F = 19,57$			$p < 0,001$			
Riqueza				$p = 0,03$		I ≠ P, V
$F = 8,54$	$p < 0,001$				I ≠ Q, F, R	O ≠ P
$t = 3,27$		$p < 0,001$				P ≠ V
$F = 16,96$			$p < 0,001$			
Diversidade (Shannon)				$p = 0,55$	F ≠ I, Q, R	
$F = 465,77$	$p < 0,001$				I ≠ Q, R	
$t = 31,41$		$p < 0,001$			Q ≠ R	
$F = 0,90$			$p = 0,44$			
Equitabilidade (Pielou)				$p = 0,55$	F ≠ I, Q, R	
$F = 465,77$	$p < 0,001$				I ≠ Q, R	
$t = 31,41$		$p < 0,001$			Q ≠ R	
$F = 0,90$			$p = 0,44$			

¹ ANOVA – one way

² T test

³ ANOVA – two way

⁴ Post Hoc Tukey's test

Tabela 17. Espécies coletadas com redes de emalhe em lagoas costeiras do SRT, ordenadas segundo a soma do VIR nos subsistemas norte e sul. CT, comprimento total (mín. e máx.); n%, número percentual; b%, biomassa percentual e FO, frequência de ocorrência.

Espécies	NORTE				SUL			
	CT (mm)	n%	b%	FO	CT (mm)	n	b	FO
<i>Loricariichthys anus</i>	102-381	32,84	37,29	98	104-400	12,00	20,07	83
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	14-115	37,21	13,45	94	47-256	15,24	9,52	71
<i>Cyphocharax voga</i>	92-230	9,33	11,94	81	93-341	13,63	11,93	71
<i>Geophagus brasiliensis</i>	80-266	2,76	6,13	71	80-251	8,73	13,95	83
<i>Oligosarcus robustus</i>	124-285	5,15	8,33	67	115-353	4,58	4,99	67
<i>Hoplias malabaricus</i>	126-382	0,97	5,88	56	144-515	3,16	16,30	63
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	132-287	0,89	1,54	46	111-319	3,67	2,65	71
<i>Lycengraulis grossidens</i>	84-276	2,41	3,46	58	110-288	4,76	2,95	52
<i>Crenicichla maculata</i>	137-292	0,44	0,90	35	135-320	1,46	1,86	46
<i>Trachelyopterus lucenai</i>	106-256	1,86	3,95	69	130-209	0,07	0,14	4
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	67-148	0,27	0,11	13	77-171	6,14	1,45	54
<i>Rineloricaria quadrensis</i>	133-165	0,61	0,14	38	129-158	0,82	0,16	27
<i>Astyanax jacuhiensis</i>	78-131	0,47	0,19	31	84-146	1,90	0,89	31
<i>Odontesthes ledae</i>		0,00	0,00	0	140-280	9,87	5,37	48
<i>Gymnogeophagus lacustris</i>	81-160	0,40	0,22	29	77-180	2,01	1,44	15
<i>Charax stenopterus</i>	92-134	0,70	0,28	21	91-124	0,56	0,10	19
<i>Gymnogeophagus gymnogynys</i>	83-136	0,18	0,09	13	84-187	2,45	1,20	25
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	70-98	0,35	0,07	13	77-137	5,78	0,85	19
<i>Pimelodella australis</i>	110-186	0,30	0,13	31	107-129	0,19	0,07	6
<i>Hoplosternum littorale</i>	97-215	0,19	0,67	21	208-208	0,04	0,10	2
<i>Rineloricaria longicauda</i>	133-165	0,22	0,05	15	132-148	0,15	0,03	6
<i>Crenicichla lepidota</i>	116-239	0,09	0,15	8	149-250	0,24	0,34	12
<i>Platanichthys platana</i>	92-104	0,30	0,06	15	97-105	0,07	0,01	4
<i>Genidens genidens</i>	225-340	0,18	0,94	17		0,00	0,00	0
<i>Corydoras paleatus</i>	66-80	0,08	0,02	10	78-80	0,11	0,02	6
<i>Rhamdia aff. quelen</i>	259-326	0,08	0,56	8	320-505	0,08	0,85	6
<i>Centropomus parallelus</i>	206-445	0,16	1,35	10	403-403	0,03	0,31	2
<i>Odontesthes spp.</i>	139-178	0,45	0,23	4	165-216	0,30	0,18	6
<i>Odontesthes piquava</i>	138-165	0,22	0,13	10		0,00	0,00	0
<i>Australoheros facetus</i>	120-156	0,04	0,07	4	77-122	0,11	0,05	6
<i>Odontesthes bonariensis</i>	139-363	0,73	0,86	8		0,00	0,00	0
<i>Astyanax sp.</i>		0,00	0,00	0	109-156	1,23	0,71	8
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>		0,00	0,00	0	155-231	0,49	0,51	6
<i>Hypostomus commersoni</i>	385-470	0,03	0,53	2	660-660	0,04	1,01	2
<i>Genidens barbatus</i>	302-308	0,03	0,20	4		0,00	0,00	0
<i>Mugil liza</i>	283-283	0,01	0,06	2		0,00	0,00	0
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	149-149	0,01	0,02	2		0,00	0,00	0
<i>Gymnotus aff. carapo</i>	270-270	0,01	0,02	2		0,00	0,00	0
<i>Hisonotus leucofrenatus</i>	60-60	0,01	0,00	2		0,00	0,00	0
<i>Hyphessobrycon togoi</i>		0,00	0,00	0	84-90	0,07	0,01	2
<i>Cyphocharax saladensis</i>		0,00	0,00	0	105-105	0,02	0,01	2

Tabela 18. Resultados SIMPER mostrando a contribuição percentual das espécies mais representativas, coletadas com redes de emalhe, para a dissimilaridade de composição de espécies entre os grupos de amostras dos subsistemas norte e sul (fator = local).

Espécies	Abundância média ^a		Dissimilaridade média ^b	Contribuição ^c (%)
	Norte	Sul		
<i>Trachelyopterus lucenai</i>	0,69	0,04	3,69 ± 1,26	7,05
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	0,46	0,73	2,89 ± 0,98	5,52
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0,58	0,53	2,76 ± 0,93	5,27
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	0,13	0,55	2,75 ± 1,01	5,25
<i>Hoplias malabaricus</i>	0,56	0,65	2,72 ± 0,90	5,19
<i>Odontesthes ledae</i>	0,00	0,49	2,56 ± 0,93	4,89
<i>Oligosarcus robustus</i>	0,67	0,69	2,56 ± 0,83	4,88
<i>Crenicichla maculata</i>	0,35	0,47	2,54 ± 0,94	4,84
<i>Rineloricaria quadrensis</i>	0,38	0,27	2,40 ± 0,83	4,57
<i>Cyphocharax voga</i>	0,81	0,73	2,20 ± 0,70	4,20
<i>Geophagus brasiliensis</i>	0,71	0,84	2,19 ± 0,69	4,17
<i>Astyanax jacuhiensis</i>	0,31	0,31	2,16 ± 0,83	4,13
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	0,94	0,73	2,04 ± 0,62	3,90
<i>Gymnogeophagus lacustris</i>	0,29	0,16	1,77 ± 0,72	3,38
<i>Charax stenopterus</i>	0,21	0,20	1,68 ± 0,65	3,21
<i>Pimelodella australis</i>	0,31	0,06	1,65 ± 0,68	3,15

^a Contribuição de cada espécie para a dissimilaridade média entre os grupos.

^b Dissimilaridade média entre os grupos ± desvio padrão.

^c Percentual de contribuição de cada espécie (>3,0%) para a dissimilaridade entre os grupos.

Tabela 19. Resultados SIMPER mostrando a contribuição percentual das espécies mais representativas, coletadas com redes de emalhe, para a dissimilaridade de CPUE_n de espécies entre os grupos de amostras dos subsistemas norte e sul (fator = local).

Espécies	Abundância média ^a		Dissimilaridade média ^b	Contribuição ^c (%)
	Norte	Sul		
<i>Loricariichthys anus</i>	2,64	0,38	14,74 ± 1,04	20,70
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	2,99	0,49	14,61 ± 1,30	20,53
<i>Cyphocharax voga</i>	0,75	0,44	6,36 ± 1,06	8,94
<i>Geophagus brasiliensis</i>	0,22	0,28	4,34 ± 0,99	6,09
<i>Oligosarcus robustus</i>	0,41	0,15	4,32 ± 0,98	6,07
<i>Odontesthes ledae</i>	0,00	0,32	3,47 ± 0,54	4,88
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0,19	0,15	2,94 ± 0,75	4,14
<i>Trachelyopterus lucenai</i>	0,15	0,00	2,54 ± 0,82	3,57

^a Contribuição de cada espécie para a dissimilaridade média entre os grupos.

^b Dissimilaridade média entre os grupos ± desvio padrão.

^c Percentual de contribuição de cada espécie (>3,0%) para a dissimilaridade entre os grupos.

Tabela 20. Resultados SIMPER mostrando a contribuição percentual das espécies mais representativas, coletadas com redes de emalhe, para a dissimilaridade de CPUEb de espécies entre os grupos de amostras dos subsistemas norte e sul (fator = local).

Espécies	Abundância média ^a		Dissimilaridade média ^b	Contribuição ^c (%)
	Norte	Sul		
<i>Hoplias malabaricus</i>	20,53	33,85	4,82 ± 1,20	8,28
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	46,96	19,77	4,70 ± 1,33	8,08
<i>Loricariichthys anus</i>	130,21	41,68	4,59 ± 1,00	7,89
<i>Cyphocharax voga</i>	41,68	24,79	4,42 ± 1,21	7,60
<i>Geophagus brasiliensis</i>	21,42	28,97	4,39 ± 1,16	7,55
<i>Trachelyopterus lucenai</i>	13,81	0,29	4,15 ± 1,21	7,12
<i>Oligosarcus robustus</i>	29,09	10,37	4,14 ± 1,20	7,11
<i>Lycengraulis grossidens</i>	12,08	6,12	3,04 ± 1,12	5,23
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	5,38	5,50	2,92 ± 1,22	5,03
<i>Odontesthes ledae</i>	0,00	11,15	2,69 ± 0,78	4,62
<i>Crenicichla maculata</i>	3,14	3,87	2,37 ± 1,00	4,08

^a Contribuição de cada espécie para a dissimilaridade média entre os grupos.

^b Dissimilaridade média entre os grupos ± desvio padrão.

^c Percentual de contribuição de cada espécie (>3,0%) para a dissimilaridade entre os grupos.

Tabela 21. Resultados do testes pareados da ANOSIM para diferenças em composição, número de indivíduos (CPUE_n) e biomassa (CPUE_b) das espécies coletadas com redes de emalhe entre estações do ano (fator).

Estações	Verão	Outono	Inverno
Primavera			
Composição	R = 0,058	R = 0,093	R = 0,295
	p = 0,025	p = 0,049	p = 0,001
CPUE _n	R = 0,064	R = 0,027	R = 0,225
	p = 0,026	p = 0,27	p = 0,002
CPUE _b	R = 0,094	R = 0,062	R = 0,345
	p = 0,005	p = 0,139	p = 0,001
Verão			
Composição		R = 0,094	R = 0,34
		p = 0,08	p = 0,001
CPUE _n		R = 0,111	R = 0,342
		p = 0,042	p = 0,001
CPUE _b		R = 0,177	R = 0,535
		p = 0,012	p = 0,001
Outono			
Composição			R = 0,202
			p = 0,001
CPUE _n			R = 0,154
			p = 0,014
CPUE _b			R = 0,258
			p = 0,001

Tabela 22. Resultados dos testes pareados de SIMPER para a dissimilaridade média em composição, número de indivíduos (CPUEn) e biomassa (CPUEb) das espécies coletadas com redes de emalhe entre estações do ano (fator).

Estações	Verão	Outono	Inverno
Primavera			
Composição	47,48%	51,50%	53,11%
CPUE _n	64,93%	68,35%	70,71%
CPUE _b	52,00%	57,00%	60,04%
Verão			
Composição		48,47%	52,75%
CPUE _n		66,69%	70,43%
CPUE _b		55,22%	60,97%
Outono			
Composição			53,41%
CPUE _n			71,47%
CPUE _b			61,15%

Tabela 23. Resumo dos resultados dos testes de significância para diferenças em descritores das assembleias de peixes da zona litoral (redes de emalhe), espacial e sazonalmente, no sistema do rio Tramandaí (Lagoas; I = Itapeva, Q = Quadros, F = Fortaleza, R = Rondinha. Estações; P = primavera, V = verão, O = outono, I = inverno; (n.s) não significativo).

Descritores	Lagoas ¹ (n=6)	Subsistemas ² (n=2)	Estações ¹ (n=4)	Subsistemas ³ x Estações	Diferenças ⁴ entre lagoas	Diferenças ⁴ entre estações
CPUE _n	$p < 0,001$	$p < 0,001$	$p = 0,02$	$p = 0,50$	Q ≠ B, F R ≠ I, Q, M	I ≠ O
$F = 6,64$ $t = 5,27$ $F = 3,37$						
CPUE _b	$p < 0,001$	$p < 0,001$	$p = 0,11$	$p = 0,58$	B ≠ R F, R ≠ Q, M	(n.s)
$F = 5,18$ $t = 3,40$ $F = 2,07$						
Riqueza	$p = 0,28$	$p = 0,13$	$p = 0,01$	$p = 0,24$	(n.s)	V ≠ I, P
$F = 1,28$ $t = 1,51$ $F = 4,16$						
Diversidade(Shannon)	$p < 0,001$	$p < 0,001$	$p = 0,81$	$p = 0,94$	F, R, B ≠ I, Q, M B ≠ R, F I ≠ Q, M	(n.s)
$F = 293,46$ $t = -26,41$ $F = 0,32$						
Equitabilidade(Pielou)	$p < 0,001$	$p < 0,001$	$p = 0,82$	$p = 0,94$	B ≠ I, Q, M, F, R F ≠ I, Q, M I ≠ Q, M, R R ≠ Q, M	(n.s)
$F = 329,50$ $t = -28,11$ $F = 0,30$						

¹ ANOVA – one way

² T test

³ ANOVA – two way

⁴ Post Hoc Tukey's test

Tabela 24. Sumário das análises de correspondência canônica (CCA) e teste de Monte Carlo para as relações entre variáveis abióticas e abundância numérica das espécies dominantes capturadas com redes de emalhe em lagoas costeiras do sistema do rio Tramandaí.

Eixos	1	2	3	4	Inércia Total
Autovalores:	0,199	0,058	0,024	0,013	0,639
Correlações espécies - ambiente:	0,889	0,775	0,675	0,425	
Variância percentual acumulada					
nos dados de espécies:	31,2	40,3	44,1	46,1	
na relação espécie - ambiente:	67,7	87,4	95,7	100,0	
Soma de todos os autovalores					0,639
Soma de todos os autovalores canônicos					0,294
Teste de significância do primeiro eixo canônico:					Autovalor = 0,199 $F = 8,605$ $p = 0,0010$
Teste de significância de todos os eixos canônicos:					Traço = 0,294 $F = 4,057$ $p = 0,0010$

FIGURAS

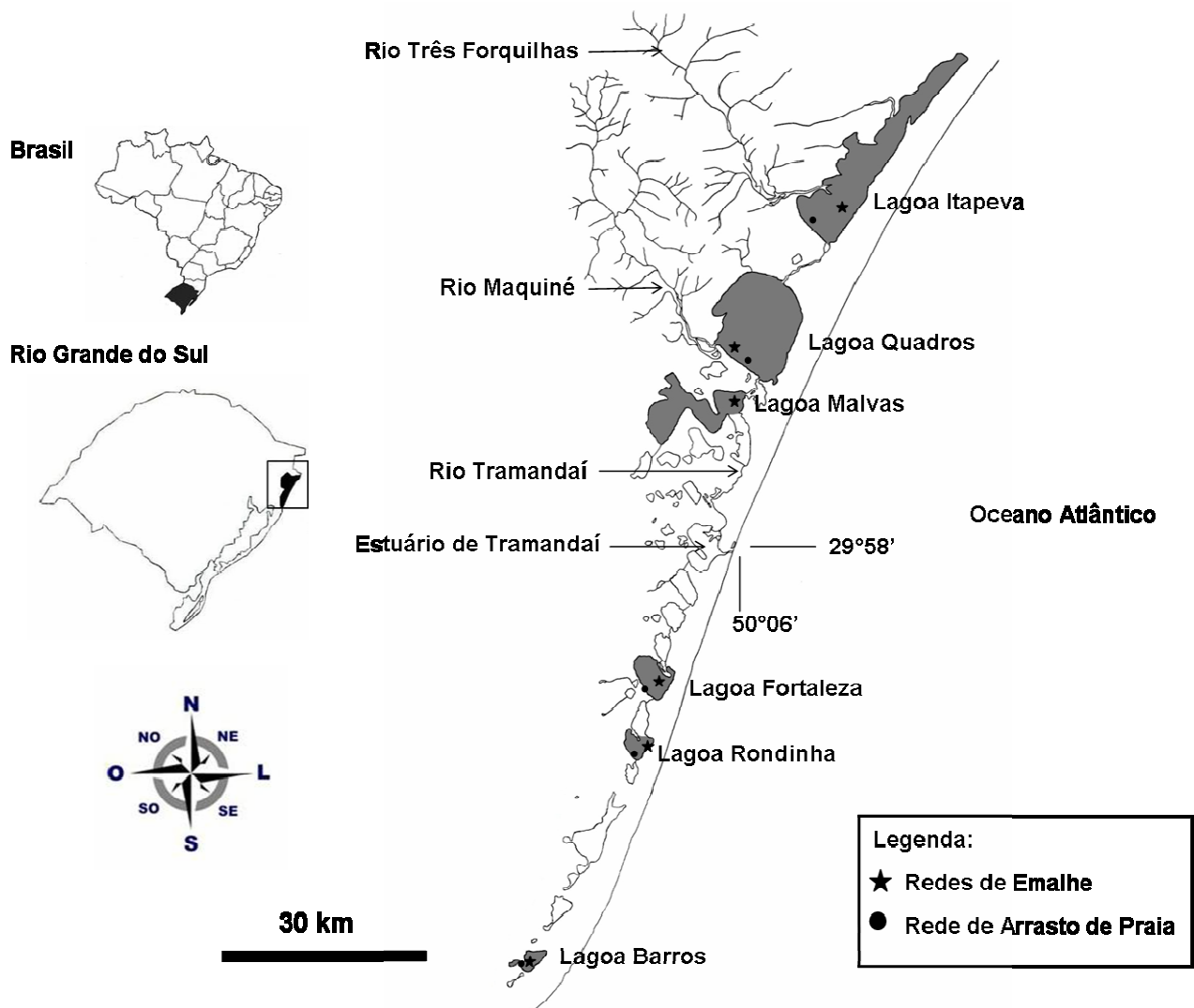


Figura 1: Mapa da região sul do Brasil, ilustrando a posição geográfica da bacia do rio Tramandaí com destaque para as lagoas costeiras amostradas. Lagoas Itapeva, Quadros e Malvas subsistema norte, e lagoas Fortaleza, Rondinha e Barros subsistema sul. Pontos aproximados de amostragem representados conforme a legenda.

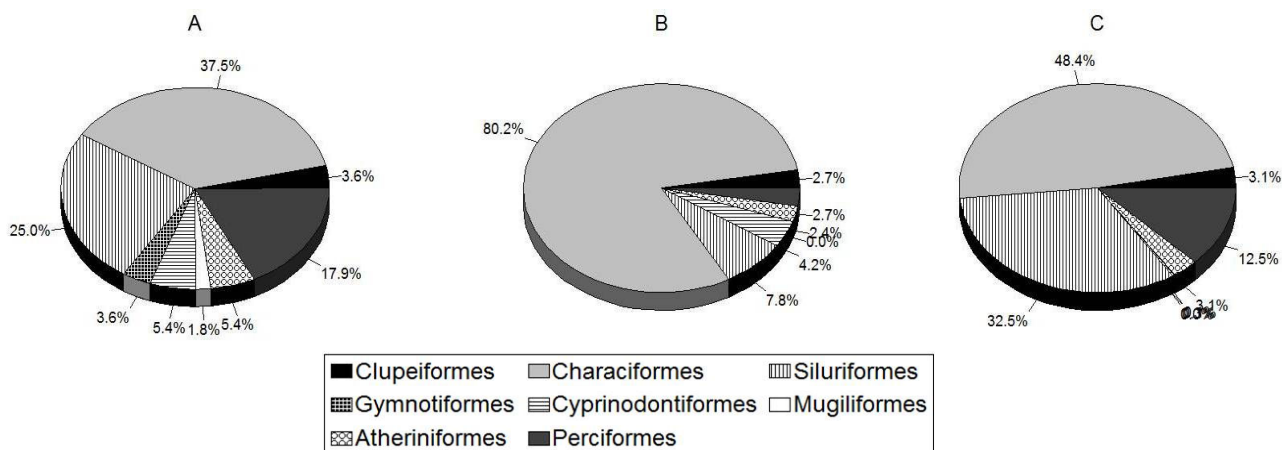


Figura 2: Abundância relativa em espécies (A), em número de indivíduos (B) e em biomassa (C) das ordens de peixes coletados com redes de emalhe e arrasto de praia nas lagoas Itapeva, Quadros, Malvas, Fortaleza, Rondinha e Barros do SRT de novembro de 2008 a abril de 2010.

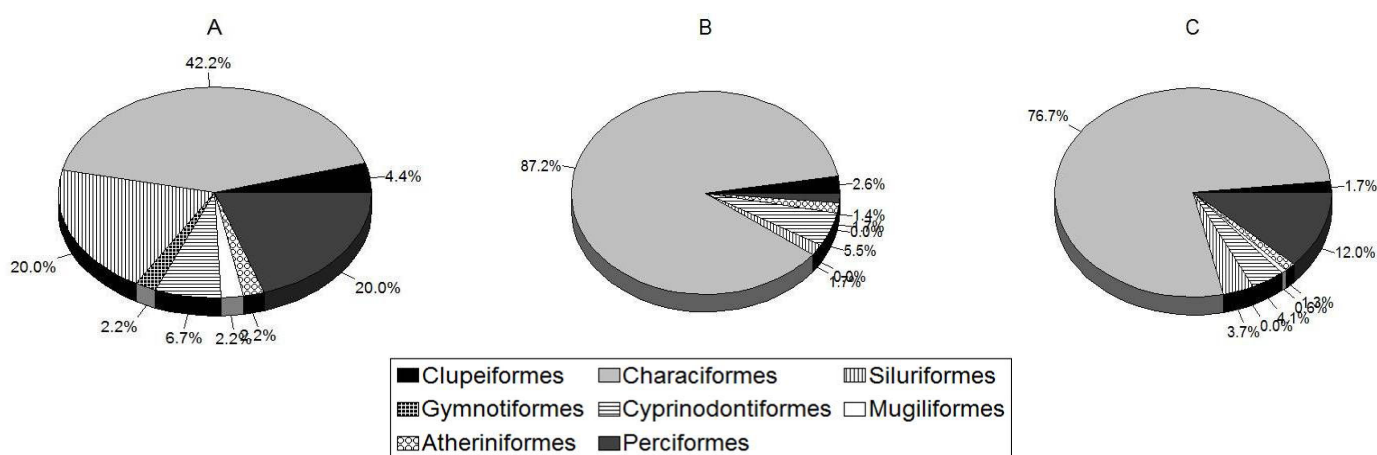


Figura 3: Abundância relativa em espécies (A), em número de indivíduos (B) e em biomassa (C) das ordens de peixes coletados com rede de arrasto de praia nas lagoas Itapeva, Quadros, Malvas, Fortaleza, Rondinha e Barros do SRT de novembro de 2008 a abril de 2010.

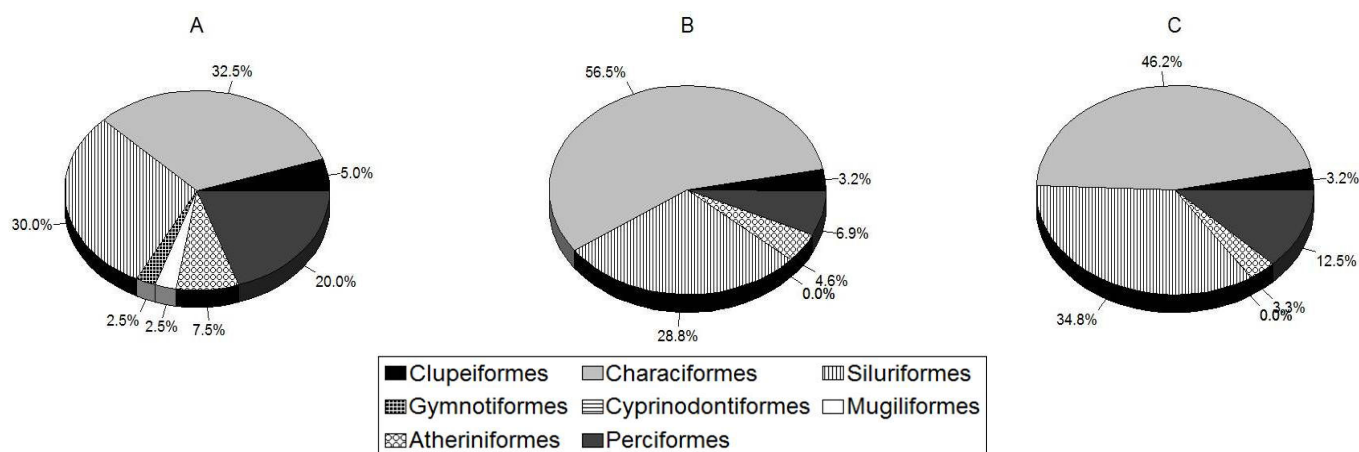


Figura 4: Abundância relativa em espécies (A), em número de indivíduos (B) e em biomassa (C) das ordens de peixes coletados com redes de emalhe nas lagoas Itapeva, Quadros, Malvas, Fortaleza, Rondinha e Barros do SRT de novembro de 2008 a abril de 2010.

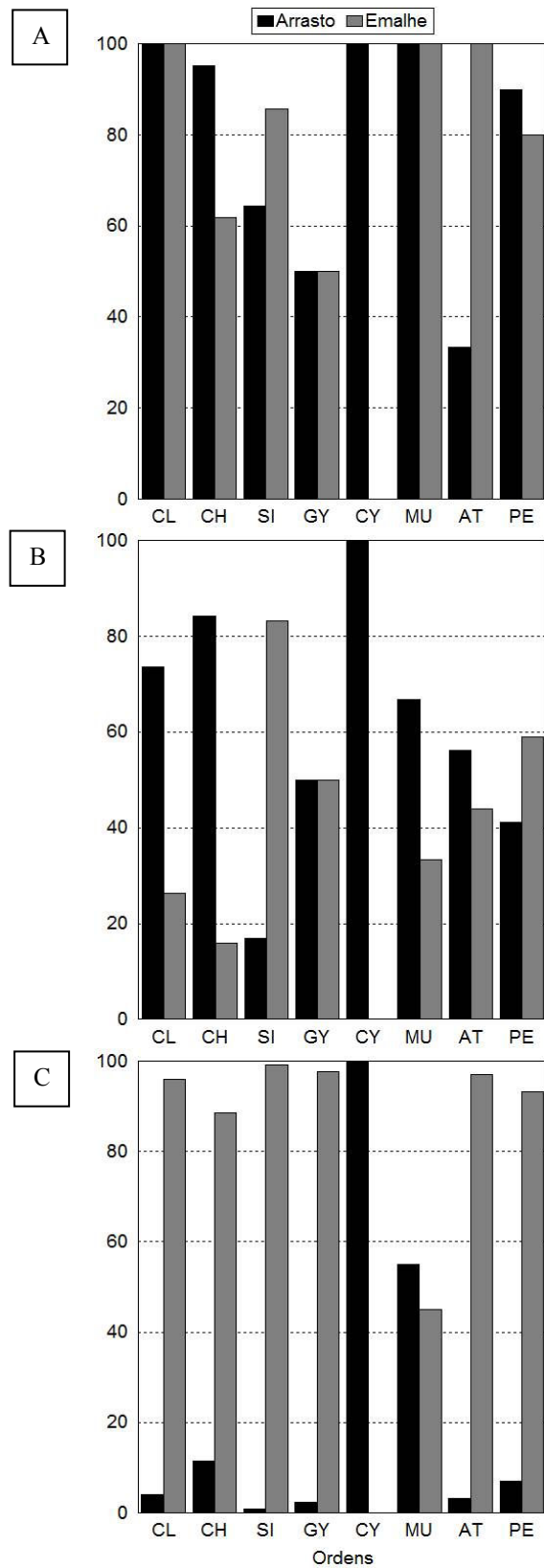


Figura 5: Abundancia relativa em espécies (A), número de indivíduos (B) e em biomassa (C) de cada ordem em relação ao seu total avaliada por amostrador (CL, clupeiformes; CH, characiformes; SI, siluriformes; GY, gymnotiformes; CY, cyprinodontiformes; MU, mugiliformes; AT, atheriniformes; PE, perciformes).

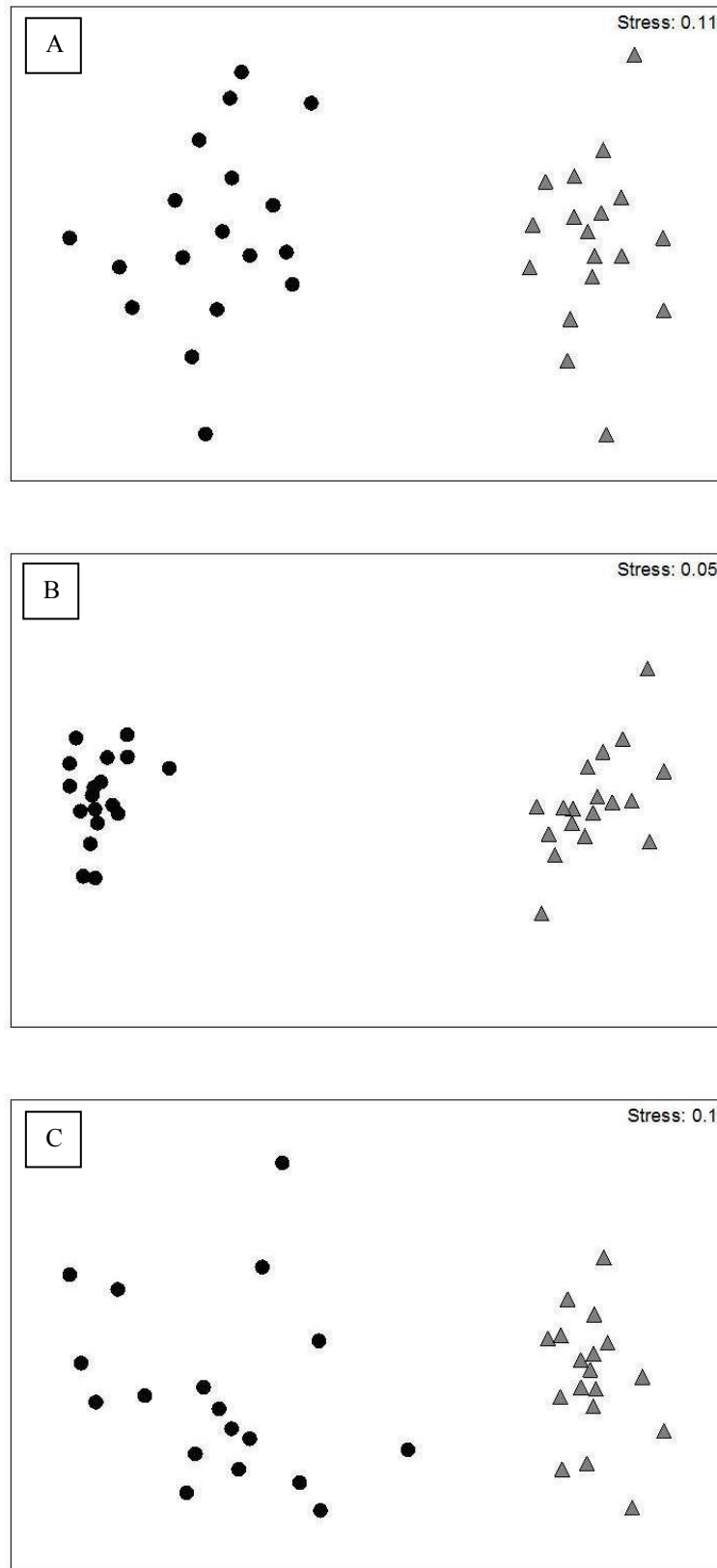


Figura 6: Gráficos de ordenação em escala multidimensional não métrica derivados de matrizes de similaridade (Bray-Curtis) a partir dos dados de presença/ausência de espécies (A), CPUE_n (B) e CPUE_b (C). Círculo, rede de arrasto; triângulo, redes de emalhe.

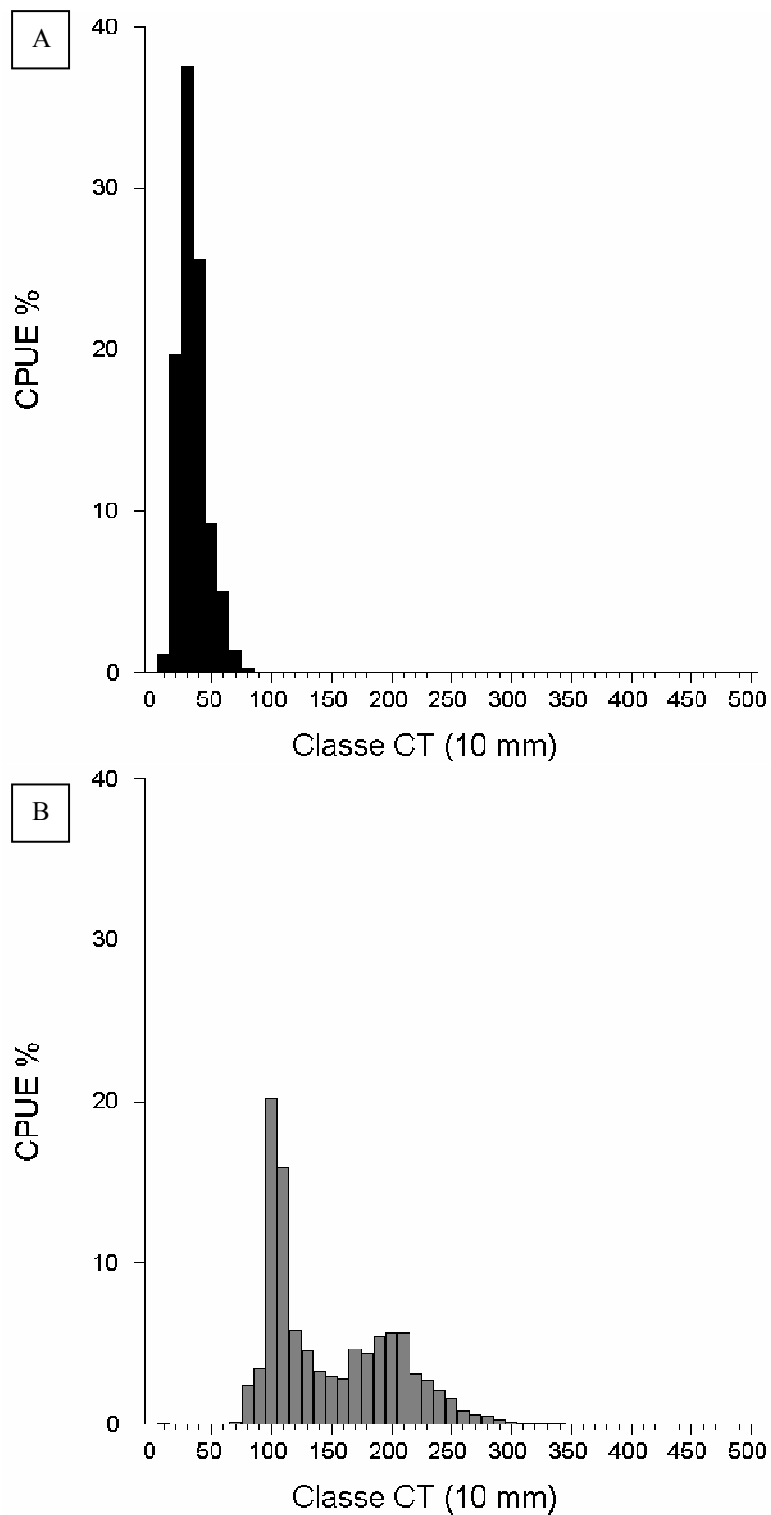


Figura 7: Abundância relativa por classe de comprimento total (CT) de peixes coletados com rede de arrasto de praia (A) e redes de emalhe (B) de novembro de 2008 a abril de 2010 nas lagoas costeiras Itapeva, Quadros, Malvas, Fortaleza, Rondinha e Barros, pertencentes ao sistema do rio Tramandaí, RS, Brasil.

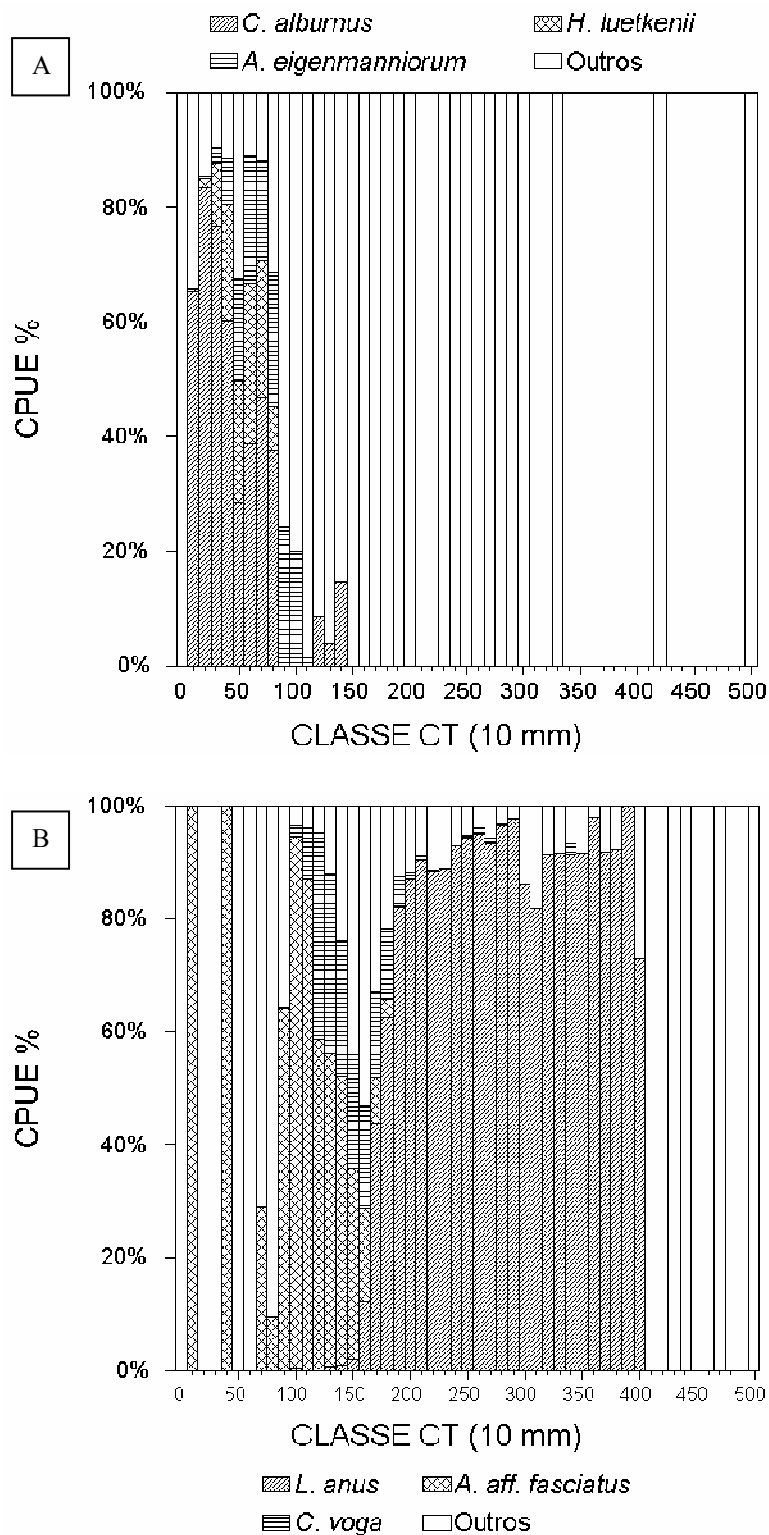


Figura 8: Abundância relativa por classe de comprimento total (CT) das espécies de peixes numericamente dominantes (conforme tabela 3) coletadas com rede de arrasto de praia (A) e redes de emalhe (B) de novembro de 2008 a abril de 2010 nas lagoas costeiras Itapeva, Quadros, Malvas, Fortaleza, Rondinha e Barros, pertencentes ao sistema do rio Tramandaí, RS, Brasil.

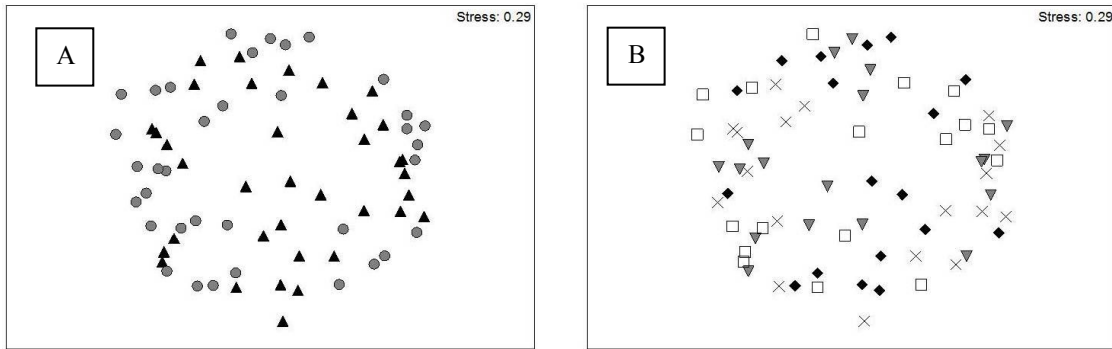


Figura 9: Gráficos de ordenação em escala multidimensional não métrica derivados de uma matriz de similaridade pelo coeficiente de Bray-Curtis construída com os dados: (A) Valores médios das variáveis abióticas (vide Tabela 6) por subsistema (triângulo, norte; círculo, sul) e (B) Valores médios das variáveis abióticas por subsistema e estação do ano (quadrado, primavera; diamante, verão; X, outono; triângulo, inverno).

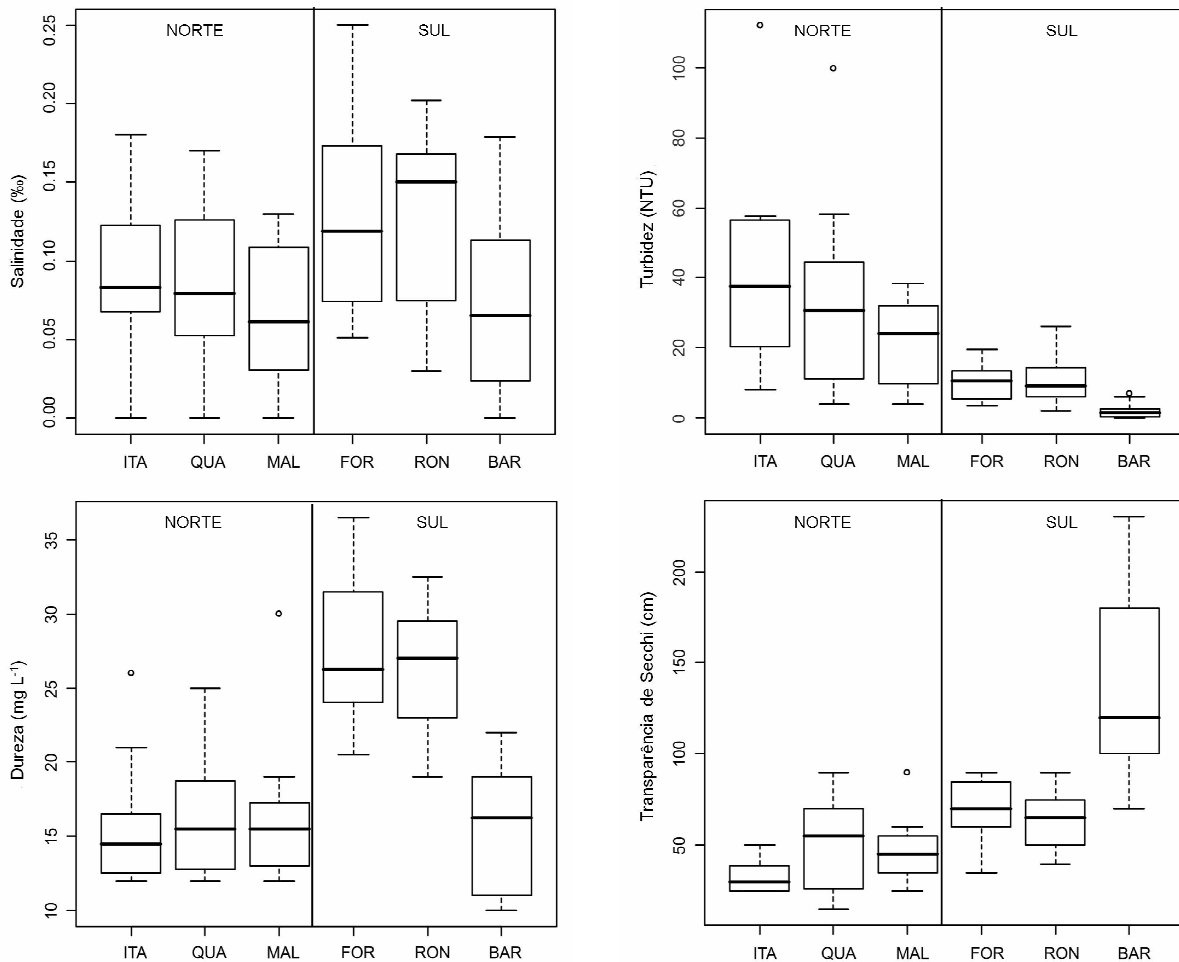


Figura 10: Variáveis abióticas significativamente diferentes quando comparadas entre lagoas costeiras do sistema do rio Tramandaí (ITA = Itapeva; QUA = Quadros; MAL = Malvas; FOR = Fortaleza; RON = Rondinha; BAR = Barros). Mediana representada pela barra espessa e o primeiro (25%) e terceiro (75%) quartis como os limites inferiores e superior, respectivamente, das caixas.

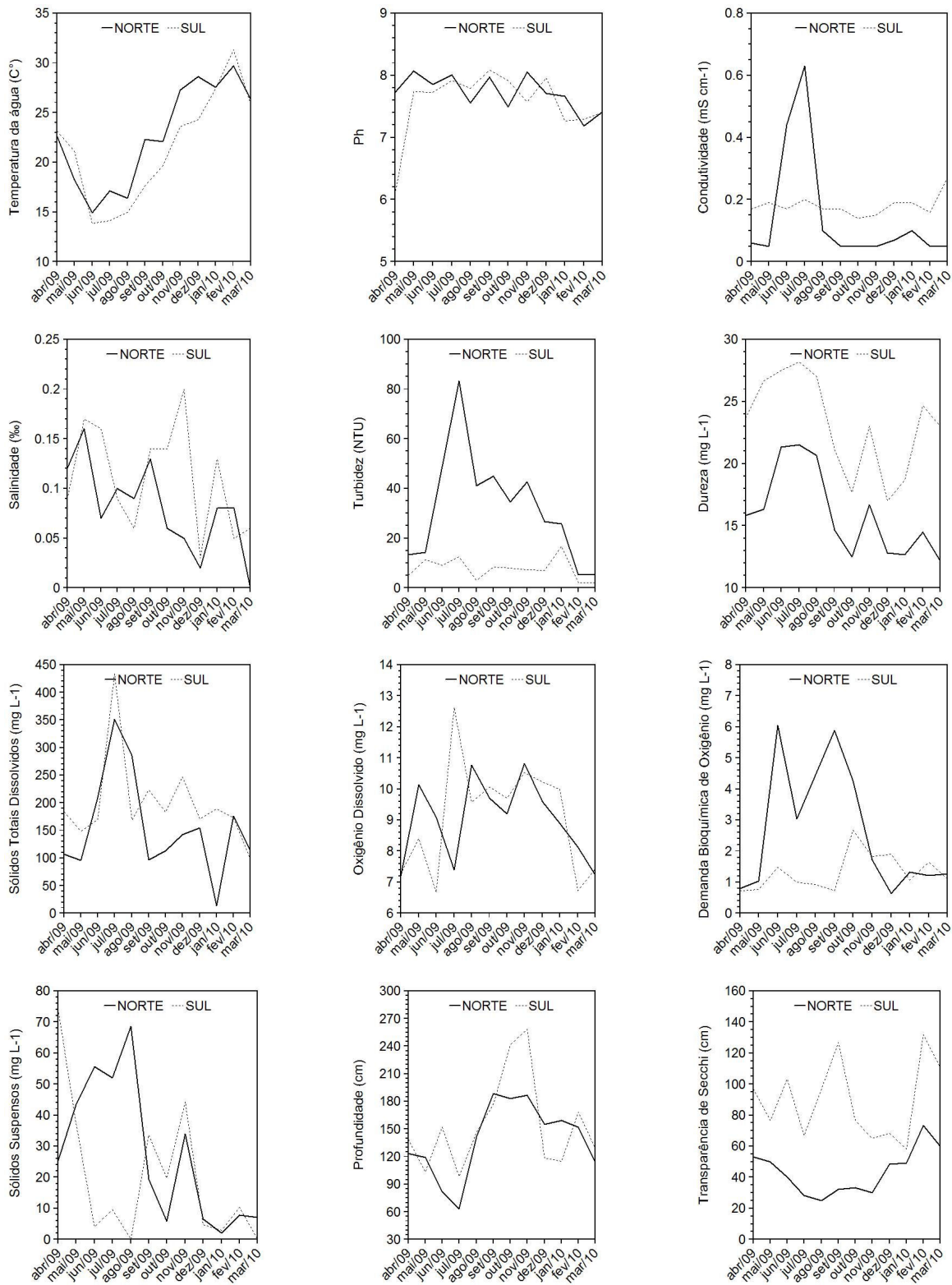


Figura 11: Variação mensal dos valores das variáveis abióticas mensuradas nos subsistemas norte e sul do sistema do rio Tramandaí.

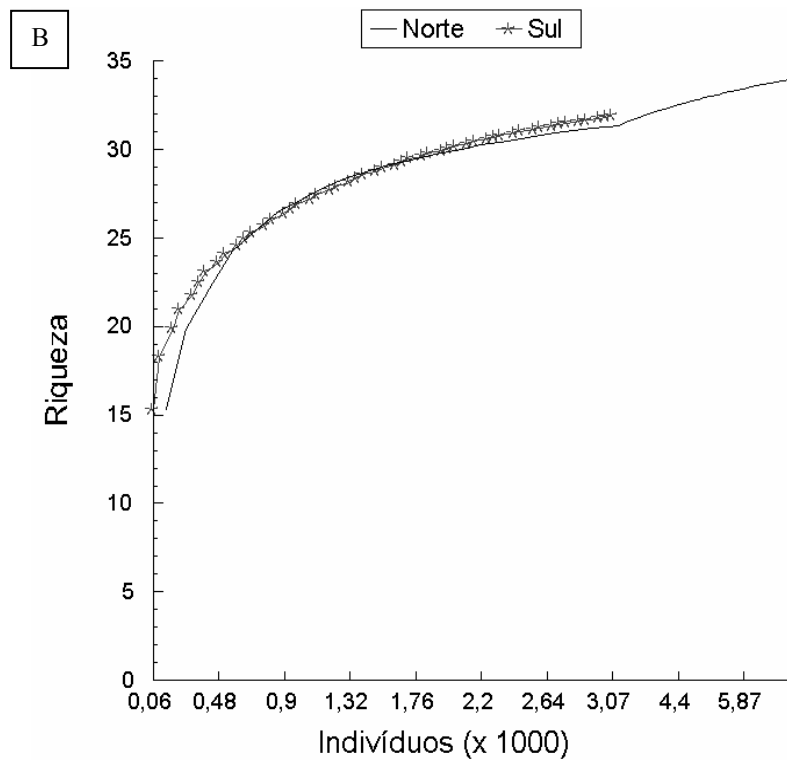
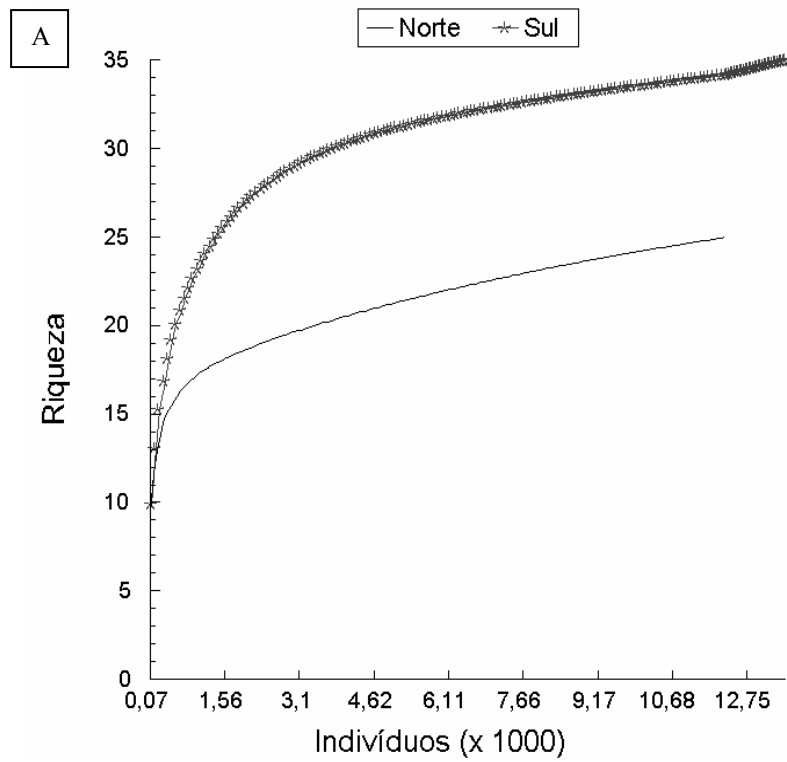


Figura 12: Curvas de rarefação de espécies em relação ao número de indivíduos estimados através de 1000 aleatorizações na ordem das amostras dos subsistemas norte e sul do sistema do rio Tramandaí, A = rede de arrasto de praia; B = redes de emalhe.

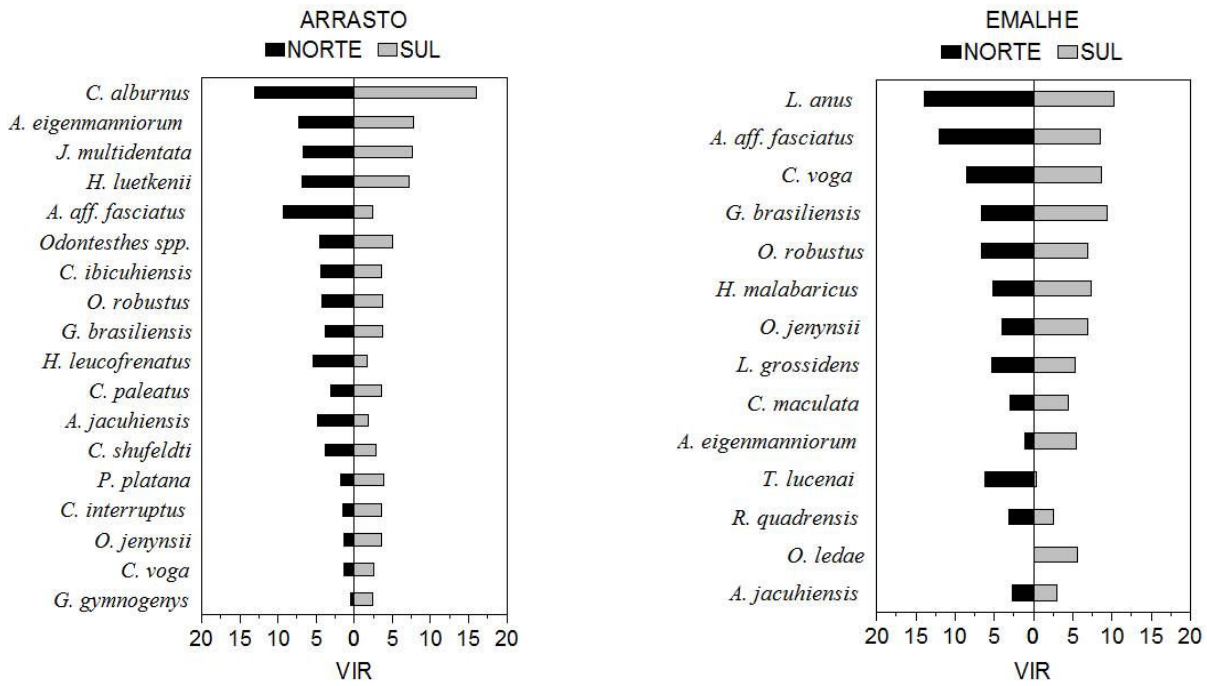


Figura 13: Valor de importância relativa (VIR) das espécies dominantes capturadas com redes de arrasto e emalhe, de novembro de 2008 a abril de 2010, nos subsistemas norte e sul do sistema do rio Tramandaí.

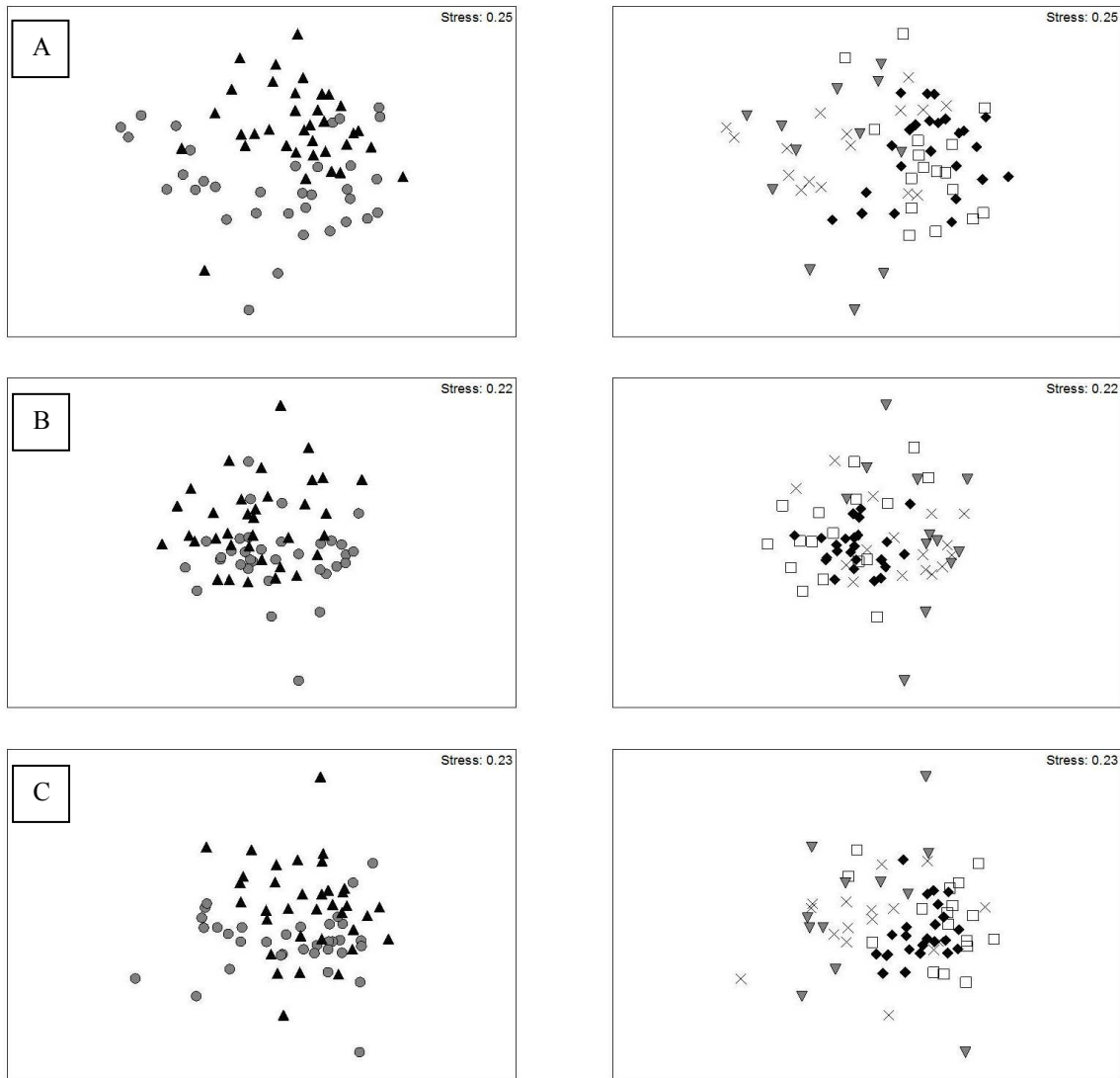


Figura 14: Gráficos de ordenação em escala multidimensional não métrica derivados de matrizes de similaridade pelo coeficiente de Bray-Curtis construídas com os dados: (A) presença/ausência, (B) CPUE_n e (C) CPUE_b das espécies coletadas com rede de arrasto de praia (triângulo, norte; círculo, sul; quadrado, primavera; diamante, verão; X, outono; triângulo, inverno).

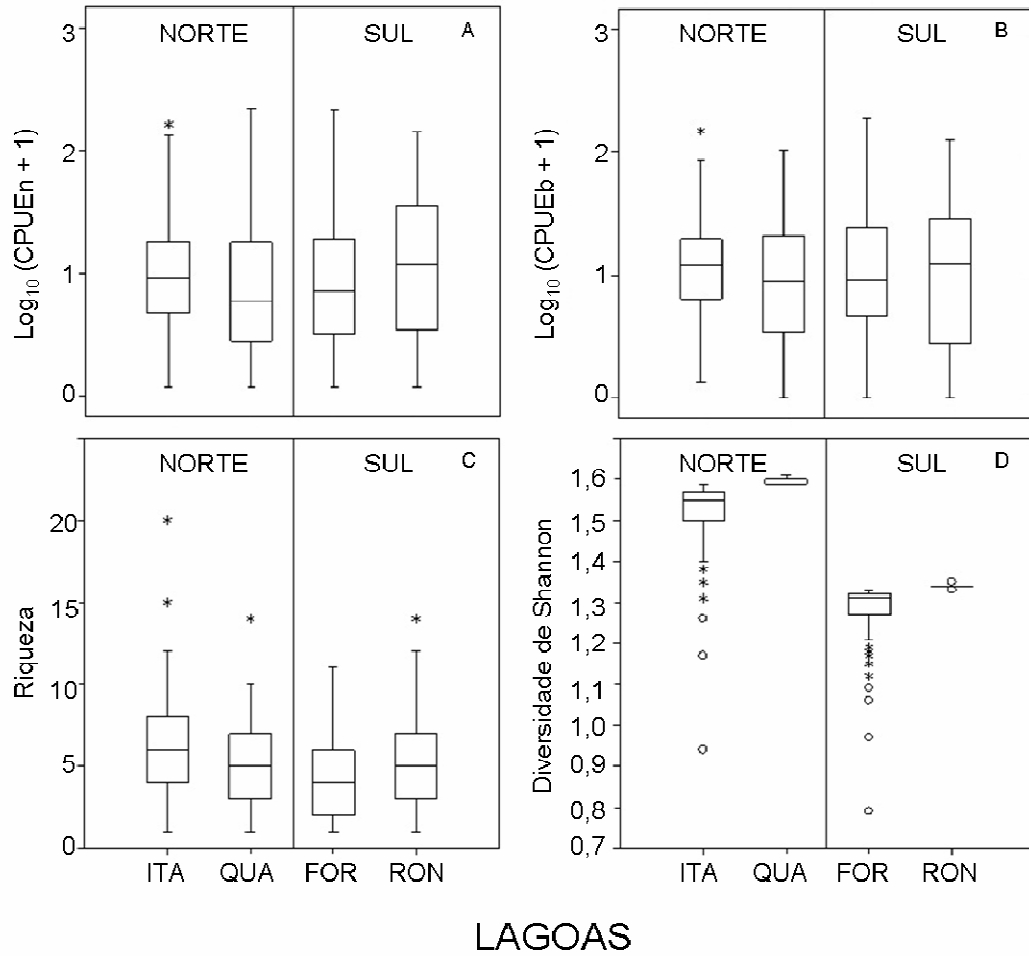


Figura 15: Variação espacial dos descritores ecológicos avaliados nas assembleias de peixes de margens rasas da zona litoral de lagoas costeiras do sistema do rio Tramandaí (ITA, Itapeva; QUA, Quadros; FOR, Fortaleza; RON, Rondinha). Valor mínimo, máximo, mediana (barra central) e primeiro (25%) e terceiro (75%) quartis (limites inferiores e superior das caixas). A, abundância numérica; B, abundância em biomassa; C, nº de espécies; D, índice de diversidade de Shannon.

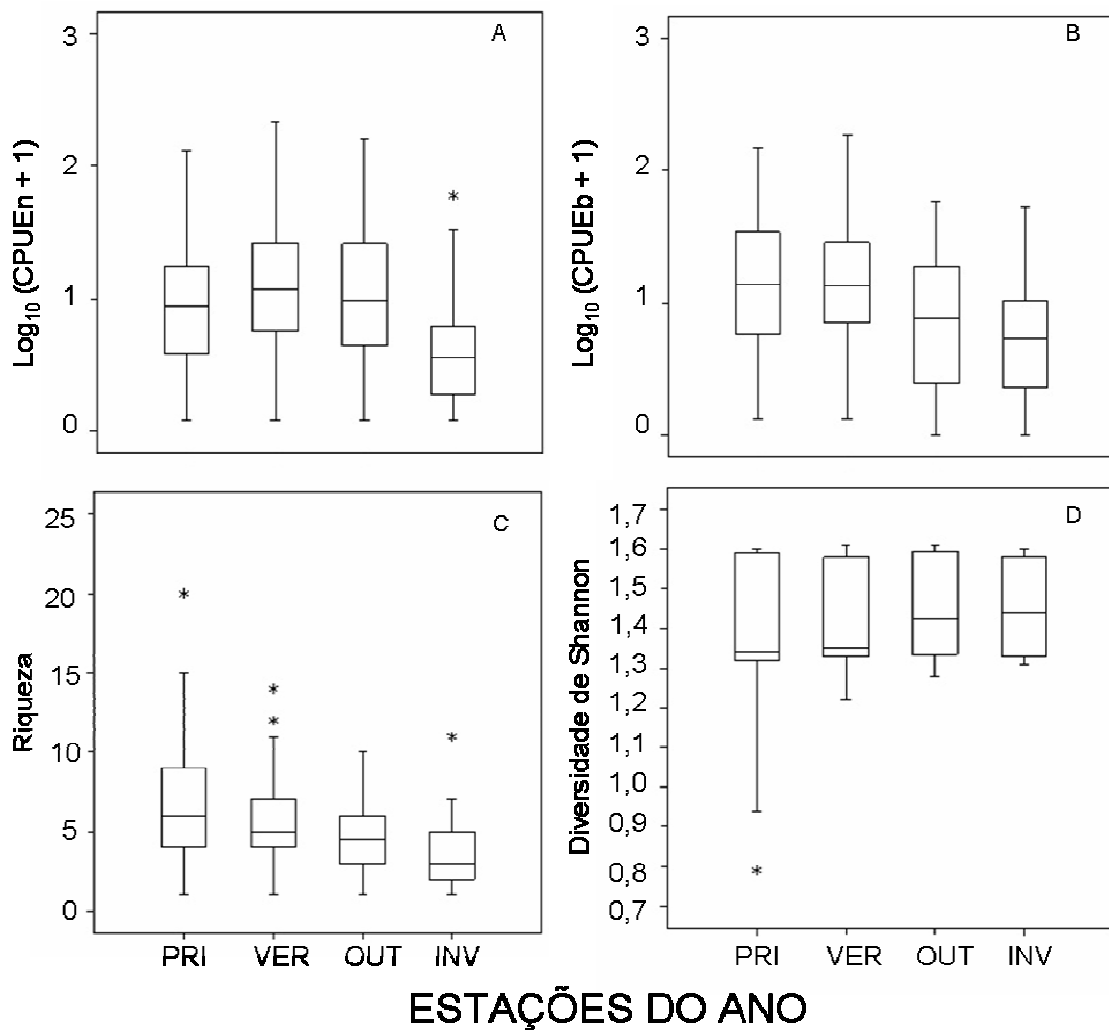


Figura 16: Variação temporal dos descritores ecológicos avaliados nas assembleias de peixes de margens rasas da zona litoral de lagoas costeiras do sistema do rio Tramandaí (PRI, primavera; VER, verão; OUT, outono; INV, inverno). Valor mínimo, máximo, mediana (barra central) e primeiro (25%) e terceiro (75%) quartis (limites inferiores e superiores das caixas). A, abundância numérica; B, abundância em biomassa; C, n° de espécies; D, índice de diversidade de Shannon.

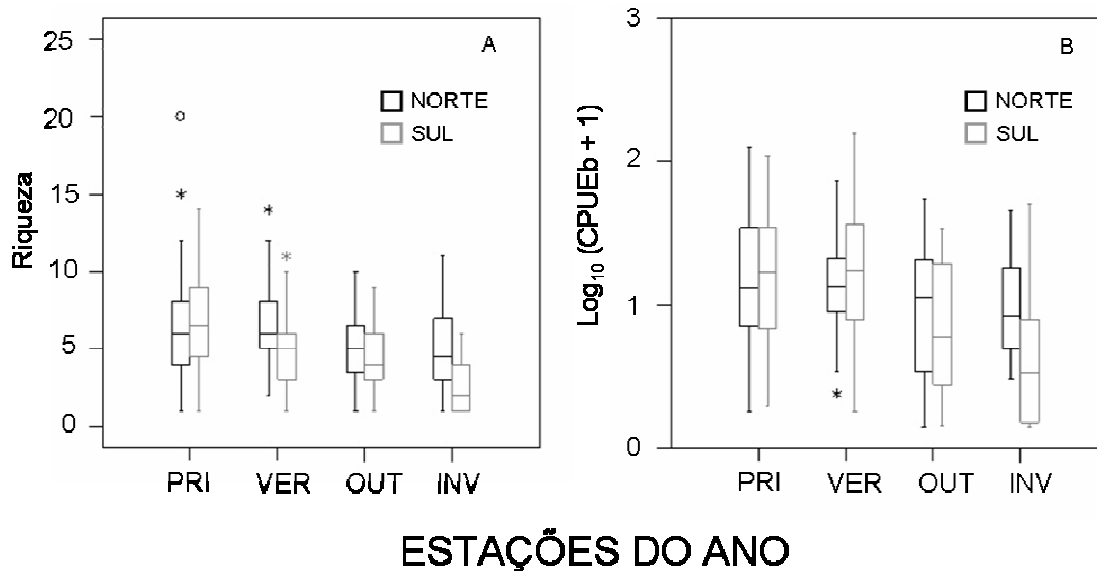


Figura 17: Descritores ecológicos que apresentaram interação significativa entre os fatores espaço (subsistemas) e tempo (estações do ano) (conforme tabela 16) nas assembleias de peixes de margens rasas da zona litoral de lagoas costeiras do sistema do rio Tramandaí (PRI, primavera; VER, verão; OUT, outono; INV, inverno). Valor mínimo, máximo, mediana (barra central) e o primeiro (25%) e terceiro (75%) quartis (limites inferiores e superior das caixas). A, nº de espécies; B, abundância em biomassa.

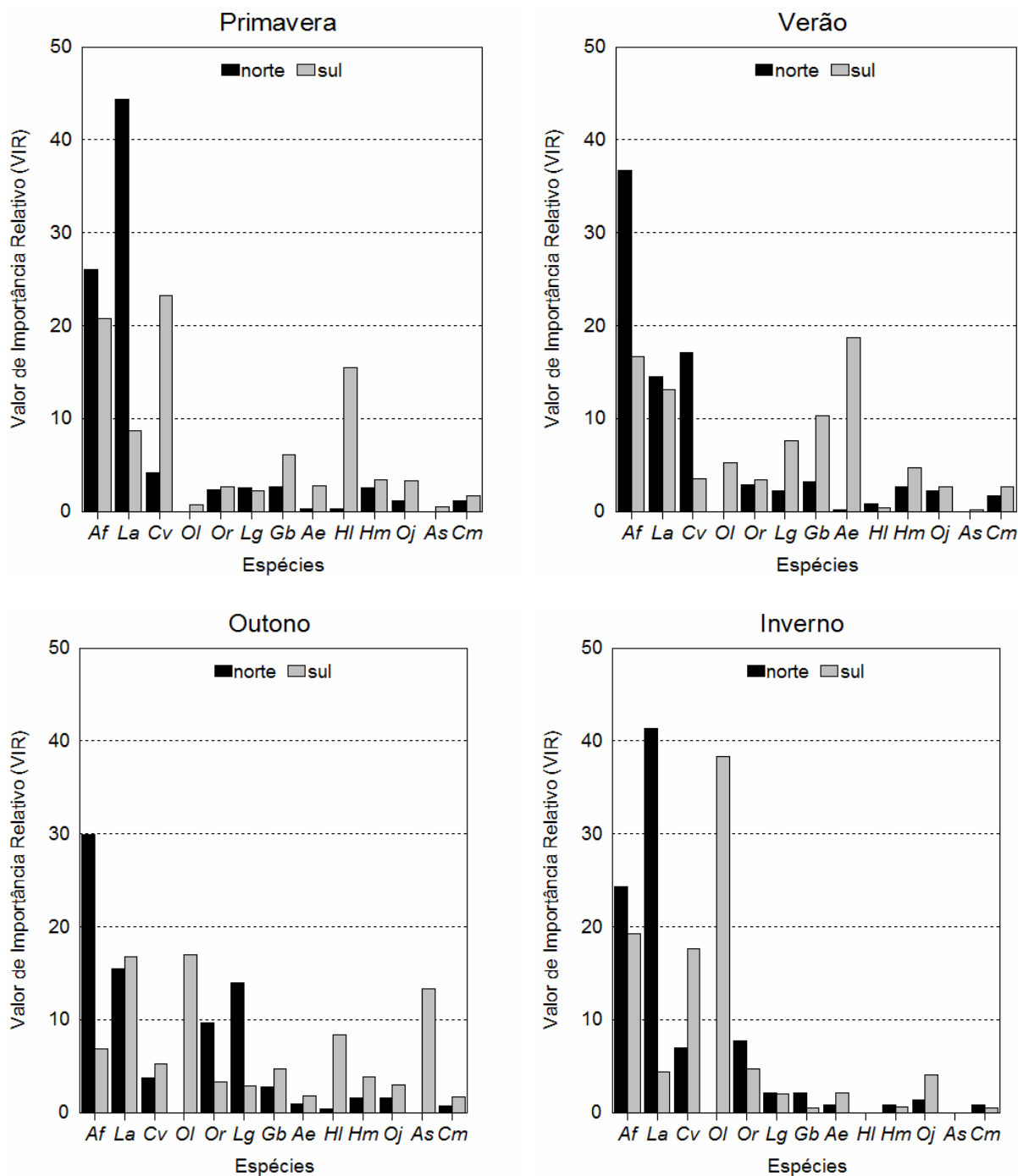


Figura 18: Valor de importância relativo (VIR) sazonal das espécies dominantes capturadas entre novembro de 2008 e abril de 2010 nos subsistemas norte e sul do sistema do rio Tramandaí (*Af*, *A. aff. fasciatus*; *La*, *L. anus*; *Cv*, *C. voga*; *Ol*, *O. ledae*; *Or*, *O. robustus*; *Lg*, *L. grossidens*; *Gb*, *G. brasiliensis*; *Ae*, *A. eigenmanniorum*; *Hl*, *H. luetkenii*; *Hm*, *H. malabaricus*; *Oj*, *O. jenynsii*; *As*, *Astyanax sp.*; *Cm*, *C. maculata*).

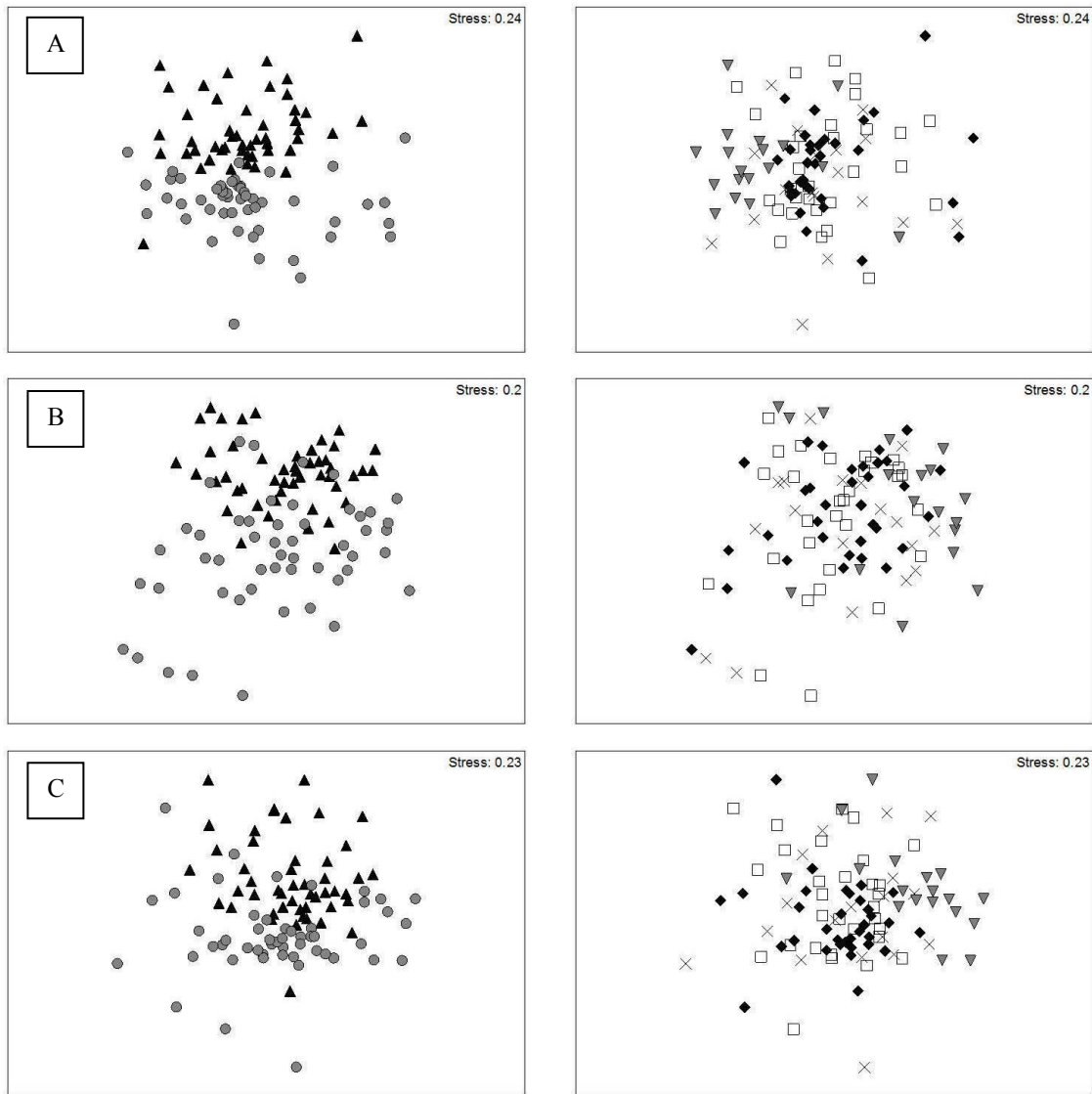
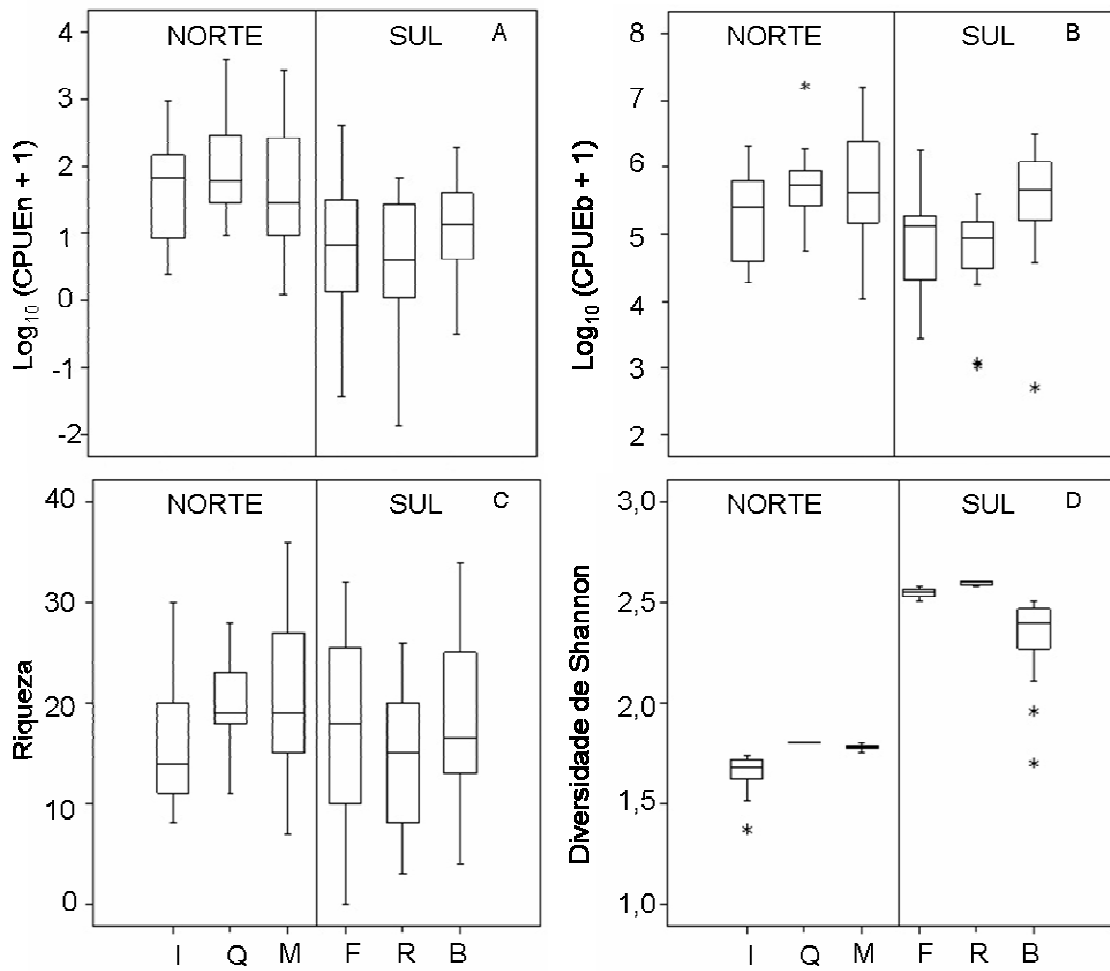


Figura 19: Gráficos de ordenação em escala multidimensional não métrica derivados de matrizes de similaridade pelo coeficiente de Bray-Curtis construídas com os dados: (A) presença/ausência, (B) valores de CPUE_n e (C) valores de CPUE_b das espécies coletadas com redes de emalhe (triângulo, norte; círculo, sul; quadrado, primavera; diamante, verão; X, outono; triângulo, inverno).



LAGOAS

Figura 20: Variação espacial dos descritores ecológicos avaliados nas assembleias de peixes de regiões pelágicas da zona litoral de lagoas costeiras do sistema do rio Tramandaí (ITA, Itapeva; QUA, Quadros; FOR, Fortaleza; RON, Rondinha). Valor mínimo, máximo, mediana (barra central) e primeiro (25%) e terceiro (75%) quartis (limites inferiores e superior das caixas). A, abundância numérica; B, abundância em biomassa; C, nº de espécies; D, índice de diversidade de Shannon.

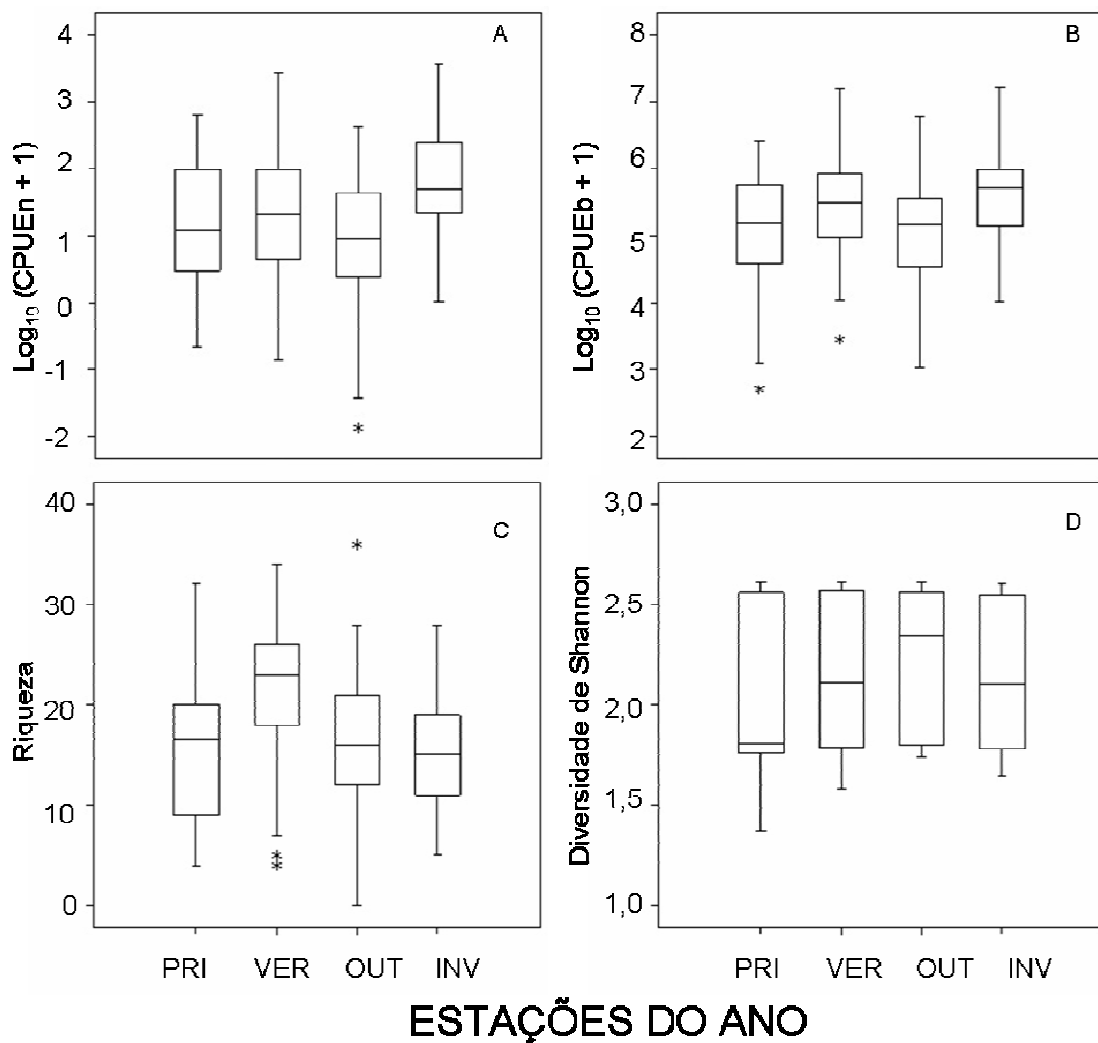


Figura 21: Variação temporal dos descritores ecológicos avaliados nas assembleias de peixes de regiões pelágicas da zona litoral de lagoas costeiras do sistema do rio Tramandaí (PRI, primavera; VER, verão; OUT, outono; INV, inverno). Valor mínimo, máximo, mediana (barra central) e primeiro (25%) e terceiro (75%) quartis (limites inferiores e superiores das caixas). A, abundância numérica; B, abundância em biomassa; C, nº de espécies; D, índice de diversidade de Shannon.

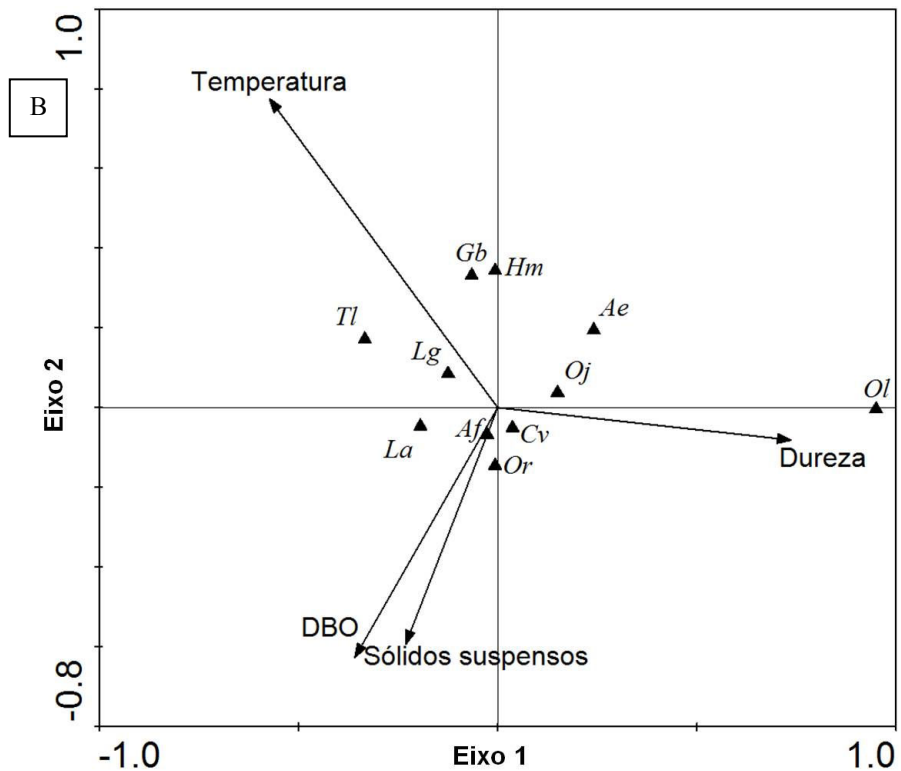
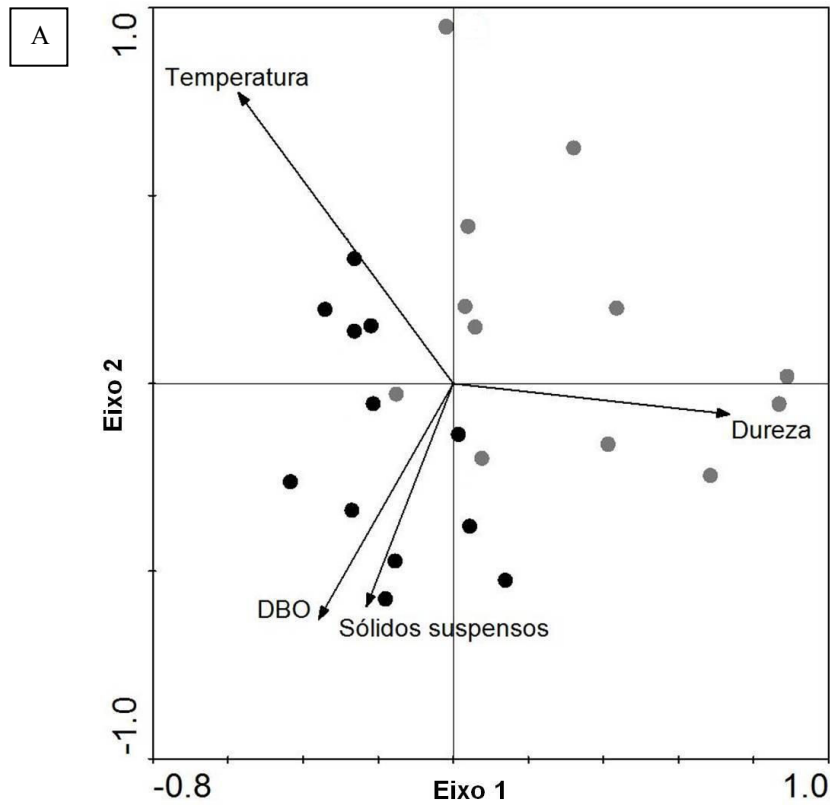


Figura 22: Análise de Correlação Canônica (CCA) relacionando a abundância numérica das espécies com as variáveis abióticas. (A) representação das amostras (preto = subsistema norte e cinza = subsistema sul) e (B) espécies dominantes (*Af*, *A. aff. fasciatus*; *La*, *L. anus*; *Cv*, *C. voga*; *Ol*, *O. ledae*; *Or*, *O. robustus*; *Lg*, *L. grossidens*; *Gb*, *G. brasiliensis*; *Ae*, *A. eigenmanniorum*; *Hm*, *H. malabaricus*; *Oj*, *O. jenynsii*; *Tl*, *T. lucenai*) DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio.