



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
Instituto de Biociências
Programa de Pós-Graduação em Ecologia



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

Dissertação de Mestrado

**Variação temporal da comunidade zooplancônica em arroios impactados por
mineração de carvão na bacia hidrográfica do Arroio Candiota, Candiota, RS,
Brasil.**

André Pereira Teixeira Fernandes

Porto Alegre, Março de 2017.

Variação temporal da comunidade zooplanctônica em arroios impactados por mineração de carvão na bacia hidrográfica do Arroio Candiota, RS, Brasil.

André Pereira Teixeira Fernandes

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

Orientador: Prof.^a Dr.^a. Catarina da Silva Pedrozo

Comissão Examinadora

Prof.^a. Dr.^a. Laura Roberta Pinto Utz

Prof.^a. Dr.^a. Luciane Oliveira Crossetti

Prof.^a. Dr.^a. Lúcia Helena R Rodrigues

Porto Alegre, Março de 2017.

*Dedico este trabalho a minha querida
avó Maria Olina Pires Fernandes que
foi a pessoa responsável pelos meus
primeiros passos no mundo da leitura e
da escrita.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que me ajudaram a construir esta dissertação, foi um longo caminho até aqui. Agradeço de forma carinhosa aos meus pais. Vocês foram fundamentais nessa minha trajetória até a pós-graduação e seus ensinamentos e exemplos continuarão sendo sempre essenciais no decorrer de minha vida. Ao meu irmão Felipe pelo apoio e conselhos para retornar ao Rio Grande do Sul, deu certo. Agradeço a minha companheira Heloisa Deola Confortim, sempre ao meu lado, apoiando-me nos bons e maus momentos sempre com muita dedicação e também agindo como uma co-orientadora puxando a minha orelha, tu és show! Muito obrigado pelo apoio Seu Amarildo e Dona Marli. Aos demais familiares, amigos, PETs (Pepeu, Lilica, Guri, Jimi Hendrix e Meg) e a Shirley, minha amiga de seis cordas que nos momentos de estresse sempre me acalmou, fica aqui o meu muito obrigado!

Minha seleção, no âmbito acadêmico, deve começar pela minha orientadora, a Prof.^a Dr.^a Catarina da Silva Pedrozo que se dispôs a me orientar neste trabalho e por abrir-me oportunidades na UFRGS, e claro pelo ótimo bom gosto no futebol. Ao “guru científico” Dr. Nelson A. Machado pelos conselhos, artigos e sempre com uma explosão de conhecimentos em tão poucas horas de conversas sobre ciência e sobre o mundo. Aos membros da comissão examinadora, que aceitaram avaliar este trabalho e, por meio de sugestões e críticas, contribuíram para a melhora da qualidade do mesmo. Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudos. À Professora Maria Teresa R. Rodriguez e ao “Projeto Candiota” por terem disponibilizado os relatórios para os dados de meu trabalho e sua equipe, Daniela Ribeiro, Maria José (Jô), Suzana, Manoel, Marcelo (Xiru), “Seu Osvaldo”, Roberto Farias, por toda a ajuda e colaboração também nos trabalhos de campo. Ao pessoal do CENECO por todo apoio e conversas diárias. À colega de mestrado e amiga Graziela Scheer pelos conselhos e ajuda nas disciplinas. Ao colega também de mestrado Alexandre C. Loregian pelas ajudas estatísticas e que também tornou se um grande amigo. À Silvana Barzotto, secretária do PPG, pelo auxílio e pelas orientações em relação aos aspectos administrativos e burocráticos do mestrado. Aos demais familiares, amigos e colegas de PPG que, dentro das suas capacidades e habilidades tornaram esse trabalho melhor e, direta ou indiretamente, contribuíram para meu crescimento pessoal e profissional.

RESUMO

A bacia hidrográfica do Arroio Candiota está situada no sudoeste do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Sofre intensa atividade antrópica, como mineração de carvão e calcário, pecuária, silvicultura e agricultura. Apresenta ainda em seu território a Usina Termelétrica Presidente Médici - UTPM - Candiota II. Este trabalho teve como objetivo analisar a variação temporal da comunidade zooplanctônica, representada por Rotifera, Cladocera e Copepoda, a partir das variáveis ambientais e atributos funcionais em alguns arroios impactados pelos diferentes usos da bacia hidrográfica do Arroio Candiota. Foram realizadas coletas trimestrais de água e zooplâncton com o intuito de caracterizar as estações climáticas do ano, durante o período de abril/2007 a outubro/2014. As coletas ocorreram em sete estações amostrais diferentes, totalizando 161 unidades amostrais. As variáveis físicas e químicas selecionadas para este trabalho foram pH, turbidez, ferro dissolvido, oxigênio dissolvido e temperatura. Para as análises estatísticas foram utilizados modelos lineares generalizados (GLM), cálculo da diversidade das espécies, que envolveu duas medidas baseadas em distâncias topológicas, a distinção taxonômica (Δ^*) e a diversidade taxonômica (Δ), análise de espécies indicadoras (ISA) e análise de atributos indicadores (ITA). Foram identificados 152 táxons ao total das coletas. Rotifera foi predominante com 122 espécies, após Cladocera com 16 espécies e Copepoda com 14 espécies. Os resultados mostraram que o pH foi a única variável que apresentou resultado significativo com valores positivamente proporcionais para a abundância de espécies. Em relação à riqueza de espécies, as variáveis pH, ferro dissolvido e oxigênio dissolvido influenciaram positivamente ao longo do tempo. O cálculo da diversidade e distinção taxonômica demonstrou que das 161 unidades amostrais, 127 mostraram valores de diversidade conforme o esperado ao acaso na natureza. Quatro unidades amostrais apresentaram valores da diversidade acima do esperado e 31 exibiram valores abaixo do esperado ao acaso. A ISA identificou duas espécies indicadoras da estação amostral 1 e cinco espécies indicadoras da estação amostral 2. Foram encontradas cinco espécies indicadoras específicas do inverno, cinco do outono, quatro da primavera e nove espécies indicadoras no verão. A ITA demonstrou que espécies de tamanho C4 ($\geq 1000 \mu\text{m}$), tiveram maior ocorrência no inverno e primavera. O atributo funcional “coletores e raspadores” foi considerado indicador para as estações amostrais EA1 e EA3 por cinco espécies. Os resultados encontrados não demonstraram um gradiente contínuo de crescimento ou declínio da abundância e riqueza de espécies ao longo do tempo. Assim, a comunidade zooplanctônica parece ser mais fortemente influenciada pelas características naturais de Candiota, como relevo e rede de drenagem, com exceção dos riachos que recebem diretamente efluentes da mineração de carvão.

Palavras chave: Comunidade zooplanctônica, qualidade ambiental, variação temporal, Arroio Candiota.

ABSTRACT

The Arroio Candiota watershed is located in the southwestern state of Rio Grande do Sul, Brazil. It suffers intense human activity, such as mining of coal and limestone, livestock, forestry and agriculture. It also presents in its territory the Thermoelectric Plant Presidente Medici - UTPM - Candiota II. This study aimed to analyze the temporal variation of zooplankton community, represented by Rotifers, Cladocera and Copepoda, from the environmental variables and functional attributes in some streams impacted by different uses of the Arroio Candiota watershed. Quarterly sampling of water and zooplankton were conducted in order to characterize the seasons of the year, during the period April/2007 to October/2014. The collections occurred in seven different sampling stations, totaling 161 sampling units. The physical and chemical variables selected for this study were pH, turbidity, dissolved iron, dissolved oxygen and temperature. For statistical analysis we used generalized linear models (GLM), calculating the diversity of species, which involved two measures based on topological distances, the taxonomic distinction (Δ^*) and taxonomic diversity (Δ), indicator species analysis (ISA) and indicators attributes analysis (ITA). There were identified 152 taxa to the total collections. Rotifera was predominant with 122 species, 16 species of Cladocera and 14 species of Copepoda. The results showed that pH was the only variable that showed significant results with positive values proportional to the abundance of species. The variables pH, dissolved iron and dissolved oxygen positively influenced the richness of species over time. The calculation of diversity and taxonomic distinction showed that of the 161 sampling units, 127 showed diversity of values as expected at random in nature. Four sampling campaigns showed values of diversity than expected and 31 showed values lower than expected by chance. The ISA has identified two indicator species of the sampling station 1 and 5 indicator species of sampling station 2. We found five specific indicator winter species, five in autumn, four in spring and nine summer indicator species. The ITA has shown that species of C4 size ($\geq 1000 \mu\text{m}$), were more frequent in winter and spring. The functional attribute "collectors and scrapers" was considered indicator for the sampling stations 1 and 3 with five species. The results did not demonstrate a continuous gradient of growth or decline in abundance and species richness over time. Thus, the zooplankton community seems to be more strongly influenced by Candiota natural features like topography and drainage network, except for streams that receive wastewater directly from coal mining.

Key words: zooplankton community, environmental quality, temporal variation, Arroio Candiota.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	8
OBJETIVO GERAL.....	10
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	10
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:	11
1 INTRODUÇÃO	15
2. METODOLOGIA	17
2.1. Área de estudo	17
2.2. Seleção das estações amostrais e coleta dos dados	18
2.3. Coleta e análise dos organismos do zooplâncton	24
2.4. Análises qualitativas e quantitativas	24
2.5. Análises estatísticas	25
3. RESULTADOS	27
4. DISCUSSÃO	44
5 CONCLUSÃO	52
6 AGRADECIMENTOS	53
7 REFERÊNCIAS:	53

LISTA DE TABELAS

Tabela I. Localização das Estações Amostrais da Rede de Monitoramento Ambiental na bacia hidrográfica do Arroio Candiota e suas respectivas ordens.	18
Tabela II. Variáveis para monitoramento das Águas Superficiais e metodologias analíticas empregadas.	21
Tabela III. Matriz de correlação não paramétrica de Spearman com as variáveis abióticas.	23
Tabela IV. Grupos taxonômicos do zooplâncton identificados nas 7 estações amostrais na bacia hidrográfica do Arroio Candiota, RS, entre abril de 2007 e outubro de 2014. 28	
Tabela V. Frequência de ocorrência (FO%) dos grupos taxonômicos do zooplâncton nas 7 estações amostrais (EA) para o outono.	29
Tabela VI. Frequência de ocorrência (FO%) dos grupos taxonômicos do zooplâncton nas 7 estações amostrais (EA) para o inverno.	30
Tabela VII. Frequência de ocorrência (FO%) dos grupos taxonômicos do zooplâncton nas 7 estações amostrais (EA) para a primavera.	31
Tabela VIII. Frequência de ocorrência (FO%) dos grupos taxonômicos do zooplâncton nas 7 estações amostrais (EA) para o verão.	32
Tabela IX. Valores mínimos e máximos das variáveis físicas e químicas selecionadas nas análises estatísticas.	34
Tabela X. Valor das variáveis ambientais no modelo de abundância das espécies ao longo do tempo.	35
Tabela XI. Valor das variáveis ambientais no modelo de riqueza das espécies ao longo do tempo.	36
Tabela XII. Estações amostrais que exibiram valores de (Δ^*) positivos e valores de $p \leq 0,05$	36
Tabela XIII. Estações amostrais que exibiram valores de (Δ^*) negativos e valores de $p \leq 0,05$	38
Tabela XIV. Densidade numérica (ind.m^{-3}) dos grupos taxonômicos do zooplâncton nas 7 estações amostrais (EA) para o outono.	40
Tabela XV. Densidade numérica (ind.m^{-3}) dos grupos taxonômicos do zooplâncton nas 7 estações amostrais (EA) para o inverno.	41
Tabela XVI. Densidade numérica (ind.m^{-3}) dos grupos taxonômicos do zooplâncton nas 7 estações amostrais (EA) para a primavera.	42
Tabela XVII. Densidade numérica (ind.m^{-3}) dos grupos taxonômicos do zooplâncton nas 7 estações amostrais (EA) para o verão.	43

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da área de estudo, com destaque para os municípios abrangidos pela bacia hidrográfica do Arroio Candiota.	17
Figura 2. Mapa com os usos da área de estudo abrangendo a bacia hidrográfica do Arroio Candiota e a localização das estações amostrais.....	20
Figura 3. Fotos das estações amostrais com a metodologia de coleta de água e zooplâncton.....	24
Figura 4. Gráfico do resultado do cálculo de distinção taxonômica.	37

INTRODUÇÃO GERAL

A bacia hidrográfica do Arroio Candiota está situada no sudoeste do Estado do Rio Grande do Sul. Por estar localizada no Bioma Pampa, possui o clima do tipo Cfa segundo Köppenn, sendo subtropical com verões quentes e precipitação pluviométrica distribuída ao longo do ano (FARIAS, 2014). A região de Candiota possui a maior reserva carbonífera brasileira, abrangendo 2500 km², sendo responsável por 38% das reservas de carvão e 30% da mineração de céu aberto onde está localizada a Usina Termelétrica Presidente Médici - UTPM - Candiota (TEIXEIRA & PIRES, 2004). É uma região abundante em recursos minerais como carvão e calcário, o que levou a instalações de empresas voltadas à geração de energia termelétrica e produção de cimento (GUERRA & FERRARO, 2004). Esta bacia hidrográfica sofre intensa atividade antrópica e apresenta diferentes divisões de uso do solo. Aos usos, estão relacionados a mineração de carvão e calcário, agricultura, pecuária, urbanização e silvicultura, que é uma das atividades que mais tem se expandido na área da bacia, diminuindo cada vez mais o tamanho de área nativa principalmente entre os anos de 2000 a 2009 (EGER, 2012).

As atividades antrópicas são uns dos principais fatores de influência sobre as comunidades aquáticas. Em regiões de escala de bacias hidrográficas, já foi demonstrado declínio na qualidade da água, do hábitat e das assembleias biológicas com o aumento de atividade humana nestes locais (RICHARDS *et al.*, 1996; ROTH *et al.*, 1996; SPONSELLER *et al.*, 2001). Alguns trabalhos na região de Candiota como FIEDLER & SOLARI (1988); MARTINS & ZANELLA (1987); (1990); CIENTEC/CEEE (1989); MACHADO (1985); FIEDLER *et al.*, (1990); ORTIZ *et al.*, (1999) evidenciaram acidificação nos cursos d'água de ordens inferiores associada a essas atividades. Diante do avanço das cidades e demanda por energia, a perspectiva da ampliação de exploração de carvão em Candiota pode implicar em aumento de impactos nas águas superficiais da região e conseqüentemente provocar alterações mais significativas na qualidade da água e da biota ali presente.

A avaliação de impactos em ambientes aquáticos pode ser feita através das medições das variáveis físicas e químicas da água, juntamente com a comunidade biológica do local, sendo o fitoplâncton e o zooplâncton muito utilizados para tais estudos (GOULART & CALLISTO, 2003). Organismos zooplanctônicos são ferramentas

imprescindíveis na categorização de lagos, rios e riachos em classes de qualidade de água. Desempenham papel importante dentro da cadeia trófica aquática, sendo responsáveis pelo fluxo de energia dos produtores aos consumidores. Atuam como filtradores de fitoplâncton e servem como fonte de alimentação para os demais invertebrados, assim como larvas e peixes (CAMARGO, 2004). Possuem metabolismo rápido, são muito sensíveis ao estresse ambiental, à poluição, as mudanças no estado trófico, pressão de predação e mudanças climáticas (EPP *et al.*, 2010; SLÁDEČEK, 1983; BERZINS; PEJLER, 1989a; WILLIAMSON, 1987). Estas características os tornam viáveis como bioindicadores de impactos na comunidade aquática (MATSUMURA-TUNDISI, 1999).

Nas últimas décadas, estudos apresentaram formas mais adequadas de se estudar as relações entre biodiversidade e a funcionalidade dos ecossistemas, através das funções ecológicas das espécies no ambiente, e não apenas das relações entre táxons e variáveis abióticas (WALKER, 1991; HOOPER; VITOUSEK, 1997; TILMAN *et al.*, 1997; WALKER *et al.*, 1999; SYMSTAT *et al.*, 2000). Atributos funcionais definem as espécies de acordo com suas funções ecológicas, estas características geralmente incluem tamanho corporal, dieta, tipo de hábitat, tolerância e sensibilidade às condições ambientais, motilidade e outros requisitos (DÍAZ; CABIDO, 2001; REYNOLDS *et al.*, 2002; WEITHOFF, 2003). Um estudo baseado em atributos apresenta maior amplitude do funcionamento da comunidade, com uma melhor compreensão de problemas decorrentes das alterações globais atuais e futuras (MCGILL *et al.*, 2006; MOSS *et al.*, 2009).

Pouco se conhece sobre a comunidade zooplanctônica de ambientes lóticos no Brasil. O mesmo pode-se verificar no Estado do Rio Grande do Sul. Do ponto de vista de ambientes impactados de diferentes formas, a escassez de conhecimento é ainda mais significativa. O volume de trabalhos realizados é pequeno se considerada a importância das bacias hidrográficas e a velocidade com que têm sido alteradas por ações antrópicas. Possivelmente esta carência de estudos em rios seja resultado de um misto de razões históricas relativas à origem da Limnologia, de dificuldades metodológicas e da concepção de que o plâncton não exerce papel relevante em ambientes lóticos. Aliado a estas justificativas também ressalta-se a carência de estudos que contemplem a influência da atividade de geração de energia pelo uso do carvão em ecossistemas lóticos, utilizando-se organismos do zooplâncton como bioindicadores, o que torna o presente estudo uma importante contribuição.

OBJETIVO GERAL

Estabelecer a estrutura e dinâmica da comunidade zooplanctônica, representada por Rotifera, Cladocera e Copepoda, a partir de atributos funcionais e variáveis ambientais coletadas na bacia hidrográfica do Arroio Candiota, RS, Brasil.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar se a riqueza e abundância do zooplâncton são influenciadas pelas variáveis físicas e químicas da água e a pluviometria da região ao longo do tempo de estudo;
- Analisar a diversidade de espécies do zooplâncton em cada estação amostral durante o tempo de estudo.
- Identificar as espécies de zooplâncton que podem ser classificadas como indicadoras específicas de cada estação do ano e de cada unidade amostral;
- Definir quais atributos funcionais do zooplâncton são indicadores específicos de cada estação do ano e de cada unidade amostral.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

- BERZINS, B. & PEJLER, B. 1989a. Rotifer occurrence and trophic degree. **Hydrobiologia**, 182: 171-180.
- CAMARGO, M. Z. A. 2004. Comunidade íctica e suas interrelações tróficas como indicadores de integridade biológica na área de influência do projeto hidrelétrico Belo Monte, Rio Xingu. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal do Pará, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. 167p.
- CIENTEC, CEEE. 1989. Estudo de Impacto Ambiental – **Relatório de Impacto Ambiental da Usina Termelétrica Candiota III**.
- DÍAZ, S. & CABIDO, M. 2001. Vivala difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends Ecol. Evol.**, 16: 646-655.
- EGER, P. M. 2012. **Análise da dinâmica da paisagem a partir da vegetação na bacia hidrográfica do Arroio Candiota – RS**. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós – Graduação em avaliação de impactos ambientais em mineração - Unilassale). Canoas.
- EPP, L.S.; STOOFF, K. R., TRAUTH M. H. & TIEDEMANN R. 2010. Historical genetics on a sediment core from a kenyan lake: intraspecific genotype turnover in a tropical rotifer is related to past environmental changes. **J. Paleolimnol.**, 43: 939-954.
- FARIAS, R. N. 2014. **Influência das atividades antrópicas, em escala de bacia hidrográfica, sobre a condição do hábitat, em escala de trecho de riacho, em uma bacia hidrográfica sob intensa pressão antrópica**. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós – Graduação em Ecologia - UFRGS). Porto Alegre.
- FIEDLER, H. D.; SOLARI, J. 1988. Caracterização do impacto ambiental da mina de Candiota sobre as águas superficiais da região. **XIII ENCONTRO DE TRATAMENTO DE MINÉRIOS E HIDROMETALURGIA**. Anais. São Paulo, v.13, p.483-498.
- FIEDLER, H. D.; MARTINS, A. F. & SOLARI, J. Meio ambiente e complexos carboelétricos: o caso de Candiota. *Ciência Hoje*, v.12, n.68, p.38-45, 1990.
- GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, ano 2, n. 1. 2003.
- GUERRA, T. & FERRARO, L. W. 2004. Caracterização geral da região de Candiota. *In*: TEIXEIRA, E. B. C. & PIRES, M. J. R. (coords). **Estudos Ambientais em Candiota: carvão e seus impactos**. Porto Alegre. FEPAM/FINEP/PDACT/CIAMB/FAPERGS, (Cadernos de planejamento e gestão ambiental, nº 02). p. 17-27.
- HOOPER D. U. & VITOUSEK P. M. 1997. Effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. **Science**, 277, 1302–1305.

- MACHADO, J. L. F. 1985. Mineração de carvão: contaminação e vulnerabilidade dos mananciais. **II SIMPÓSIO SUL-BRASILEIRO DE GEOLOGIA**, Anais. Florianópolis, v.1, p.539-553.
- MARTINS, A. F. & ZANELLA, R. 1987. Análise de águas de superfície e de profundidade da região de Candiota, RS: determinação da concentração de elementos traços de relevância ambiental, elementos menores e macroelementos. **II CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA**, Anais. Porto Alegre, v.2, p.217-223.
- MATSUMURA-TUNDISI T. 1999. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In: Henry R, editor. Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: **Fapesp/Fundibio**; p. 39-54.
- MCGILL, B. J.; ENQUIST, B. J.; WEIHER, E. & WESTOBY M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends Ecol. Evol.**, 21: 178-185.
- MOSS, B., D. HERING, A. J. GREEN, A. AIDOU, E., et al. 2009. Climate change and the future of freshwater biodiversity in Europe: a primer for policy-makers. **Freshwater Reviews**, 2: 103-130.
- ORTIZ, L. S., ALVES, M., STRECK, C. D. & TEIXEIRA, E. C. 1999. Proposal Study of the Water Quality Resources in the Hydrographic Basin of Candiota Stream, RS, Brazil. **3RD INTERNATIONAL SYMPOSIUM ENVIRONMENTAL GEOCHEMISTRY IN TROPICAL COUNTRIES**. Anais. Nova Friburgo, Brazil.
- REYNOLDS, C. S., V. HUSZAR, C. KRUK, L. NASELLI-FLORES, & S. MELO. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **J. Plankton Res.**, 24: 417-428.
- RICHARDS, C.; JOHNSON, L. B. & HOST, G. E. 1996. Landscape-influences on stream habitats and biota. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. 53 (supplem. 1): 295-311.
- ROTH, N. E.; ALLAN, J. D. & ERICKSON, D. L. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. **Landscape Ecology**, 11: 141-56.
- Sládeček, V. 1983. Rotifers as indicators of water-quality. **Hydrobiologia**, 100: 169-201.
- SPONSELLER, R. A.; BENFIELD, E. F. & VALETT, H. M. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. **Freshwater Biology**, 46: 1409 – 1424.
- SYMSTAD A. J., SIEMANN E. & HAARSTAD J. 2000. An experimental test of the effects of plant functional group diversity on arthropod diversity. **Oikos**, 89, 243-253.
- TEIXEIRA, E. C. & PIRES, M. J. R. (cords). 2004. **Estudos Ambientais em Candiota: FEPAM/FINEP/PDACT/CIAMB/FAPERGS**. (Cadernos de planejamento e gestão ambiental, nº 02).

TILMAN D., KNOPS J., WEDIN D., REICH P., RITCHIE P. & SIEMANN E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science**, 277, 1300–1302.

WALKER B. H. 1991. Biodiversity and ecological redundancy. **Conservation Biology**, 6, 18–23.

WALKER B., KINZIG A. & LANGRIDGE J. 1999. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. **Ecosystems**, 2, 95–113.

WEITHOFF G. 2003. The concept of ‘plant functional types’ and ‘functional diversity’ in lake phytoplankton – new understanding of phytoplankton ecology? **Freshwater Biology**, 48, 1669–1675.

WILLIAMSON, C. E. 1987. Predator-prey interactions between omnivorous diaptomid copepods and rotifers: The role of prey morphology and behaviour. *Limnol. Oceanogr.*, 32: 167-177.

**Varição Temporal da comunidade zooplancônica em arroios
impactados por mineração de carvão na bacia hidrográfica do Arroio
Candiota, Candiota, RS, Brasil.**

Este manuscrito apresenta bibliografia e os itens formatados conforme os requisitos para
submissão ao periódico *Iheringia, Série Zoologia*.

1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos em nível de bacias hidrográficas têm sido modificados de forma expressiva devido a diversos impactos ambientais resultantes de atividades mineradoras, construção de represas e barragens, alinhamento e desvio do curso natural de rios, alterações do fluxo hidrológico, lançamento de efluentes industriais e domésticos sem o devido tratamento, desmatamento e uso inadequado do solo em regiões de vegetação ripária e planícies de inundação e introdução de espécies exóticas (GOULART & CALLISTO, 2003).

Na bacia hidrográfica do Arroio Candiota, região específica escolhida para este estudo, os arroios possuem diferentes ordens e características, além de várias classes de uso do solo. Alguns trechos estão sob a influência de um barramento, utilizado como recurso para uso da Usina Termelétrica, em outros ocorrem a silvicultura, pecuária, agricultura de irrigação e nos demais a mineração de carvão e calcário.

Um outro importante resultado do processo da mineração e do uso de carvão próximo a bacias hidrográficas é a drenagem ácida, levando efluentes com metais pesados e outros poluentes para o leito dos rios, acidificando as águas e tornando as condições e recursos inviáveis para a biota local. DILLS & ROGERS (1974); ORCIARI & HUMMON (1975) em seus trabalhos, encontraram menor abundância de espécies em rios afetados por mineração do que em rios considerados com águas não poluídas por este uso.

Para avaliar impactos nos ecossistemas aquáticos causados por ações antrópicas, pesquisadores utilizam as medições das variáveis físicas e químicas da água juntamente com a identificação de espécies bioindicadoras (GOULART & CALLISTO, 2003). Pequenos invertebrados como os organismos zooplanctônicos possuem altas taxas metabólicas e de reprodução, apresentando respostas rápidas a alterações nas condições

físico-químicas da água. Além disso, o zooplâncton possui papel fundamental no fluxo de energia nos diferentes níveis da cadeia trófica no ambiente aquático, atuando como um importante componente filtrador do fitoplâncton (LANSAC-TÔHA *et al.*, 2004). A composição, distribuição e abundância do zooplâncton, resultam de um agrupamento de fatores biológicos e hidrológicos e, portanto, a presença ou ausência de variadas espécies ou grupos em determinada região, podem proporcionar informações sobre o estado do ambiente (GASCA *et al.*, 1996). Desta forma, estudos sobre a comunidade zooplanctônica e sua capacidade como indicador ambiental consistem em uma ferramenta importante para o monitoramento da qualidade ambiental de bacias hidrográficas (MATSUMURA-TUNDISI, 1999).

Além da relação entre biota e variáveis físicas e químicas da água, pesquisadores tem trabalhado nas últimas décadas com os atributos funcionais das espécies no ambiente, um entendimento mais elaborado da funcionalidade dos ecossistemas (WALKER *et al.*, 1999; SYMSTAT *et al.*, 2000). Estudos fundamentados nos atributos funcionais apresentam explicações mais claras e melhores resultados dos impactos naturais, antrópicos atuais e subsequentes. (MCGILL *et al.*, 2006; MOSS *et al.*, 2009). Os atributos geralmente incluem tamanho corporal, dieta, tipo de hábitat, tolerância e sensibilidade às condições ambientais, motilidade e outras classes (DÍAZ; CABIDO, 2001; REYNOLDS *et al.*, 2002; WEITHOFF, 2003).

Nesse contexto, este trabalho teve como objetivo analisar a estrutura da comunidade zooplanctônica e sua variação temporal na bacia hidrográfica do Arroio Candiota. Além disso, a diversidade de espécies foi avaliada na tentativa de identificar quais espécies do zooplâncton, representada por Rotifera, Cladocera e Copepoda, e seus respectivos atributos funcionais descrevem as unidades amostrais e estações do ano analisadas.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudo

A bacia hidrográfica do Arroio Candiota está situada no sudoeste do Estado do Rio Grande do Sul, entre as coordenadas geográficas $31^{\circ}53'48,13''\text{S}$; $53^{\circ}54'54''\text{W}$ e $31^{\circ}19'1,19''\text{S}$; $53^{\circ}29'1,69''\text{W}$. Abrange os municípios de Candiota, Pedras Altas e Pinheiro Machado (Fig. 01). O clima da região é do tipo subtropical, possuindo verões quentes e precipitação pluviométrica distribuída ao longo de todo o ano. Esta bacia hidrográfica agrega a bacia hidrográfica do curso superior do rio Jaguarão e está inserida na região hidrográfica do Litoral Sul.

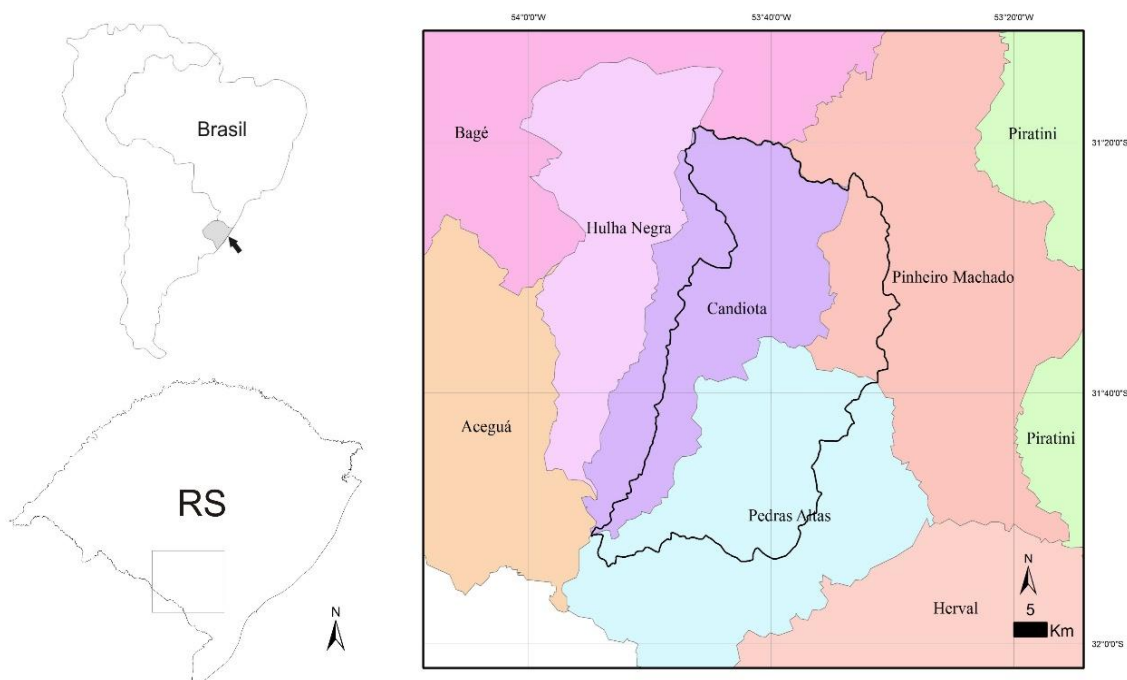


Figura 1. Localização da área de estudo, com destaque para os municípios abrangidos pela bacia hidrográfica do Arroio Candiota. O polígono na cor preta refere-se ao formato da bacia hidrográfica do Arroio Candiota (FARIAS, 2014).

Localiza-se no Bioma Pampa, ameaçado pelas monoculturas de árvores exóticas como o eucalipto, soja, silvicultura, pecuária extensiva, crescimento da urbanização,

além da industrialização da região com atividades de mineração, termelétricidade e indústrias de cimento, sendo os arroios Poacá e Candioteinha são os principais afluentes que apresentam resíduos destas interferências na região (GUERRA & FERRARO, 2004).

2.2. Seleção das estações amostrais e coleta dos dados

Para realização deste trabalho, foram coletadas amostras de zooplâncton e água trimestralmente durante o período de monitoramento de abril/2007 a outubro/2014 em sete estações amostrais, totalizando 161 campanhas amostrais. Cada ponto de coleta foi categorizado de acordo com a classificação de (STRAHLER, 1957) para as ordens de rios (Tab. I).

Tabela I. Localização das Estações Amostrais da Rede de Monitoramento Ambiental na bacia hidrográfica do Arroio Candiota e suas respectivas ordens (STRAHLER, 1957).

Estação Amostrai	Curso d'água	Coordenadas do Ponto	Ordem
EA 1	Arroio Candiota	31° 26' 17.84963" S / 53° 41' 30.10535" W	4
EA 2	Arroio Candiota	31° 32' 49.21957" S / 53° 40' 6.1394" W	5
EA 3	Arroio Candioteinha	31° 36' 11.47009" S / 53° 37' 42.37715" W	5
EA 4	Arroio Candiota	31° 34' 36.48356" S / 53° 40' 23.18874" W	5
EA 5	Arroio Candiota	31° 39' 0.06915" S / 53° 44' 6.44068" W	6
EA 6	Arroio Poacá	31° 35' 30.98105" S / 53° 44' 40.75191" W	4
EA 7	Arroio Candiota	31° 39' 19.96332" S / 53° 46' 17.54109" W	6

Para definir as classes de uso do solo presentes em cada estação amostral, como é apresentado na figura 2, foram determinadas oito classes de uso e cobertura do solo, a partir do agrupamento das classes utilizadas no mapa de cobertura vegetal do Bioma Pampa (FARIAS, 2014), adaptado de (HASENACK & CORDEIRO, 2006).

A bacia hidrográfica do Arroio Candiota é predominantemente ocupada por vegetação natural, seguido de agricultura e campo degradado, com áreas urbanizadas e mineração em manchas pequenas e isoladas. A distribuição das classes de uso e cobertura do solo não é aleatória.

A (EA1) está localizada em uma zona de pecuária que não sofre influência direta do processo de mineração, sendo escolhida como local de referência do estudo (NIJBOER *et al.*, 2004). A (EA2) sofre influência do represamento e de resíduos da mineração de calcário. A (EA3) não sofre influência do represamento e da mineração, porém ali está situada uma ponte que altera o fluxo hidrológico do local. A (EA4) sofre influência do represamento, além da entrada do efluente líquido final da usina e de resíduos da mineração de calcário. Na (EA5), os principais usos relativos são a pecuária e agricultura de irrigação. A (EA6) sofre influência direta dos efluentes da mineração de carvão. A (EA7) representa a foz do Arroio Candiota, a convergência hídrica de toda a bacia hidrográfica em questão e também sofre interferência da pecuária (Fig. 02).

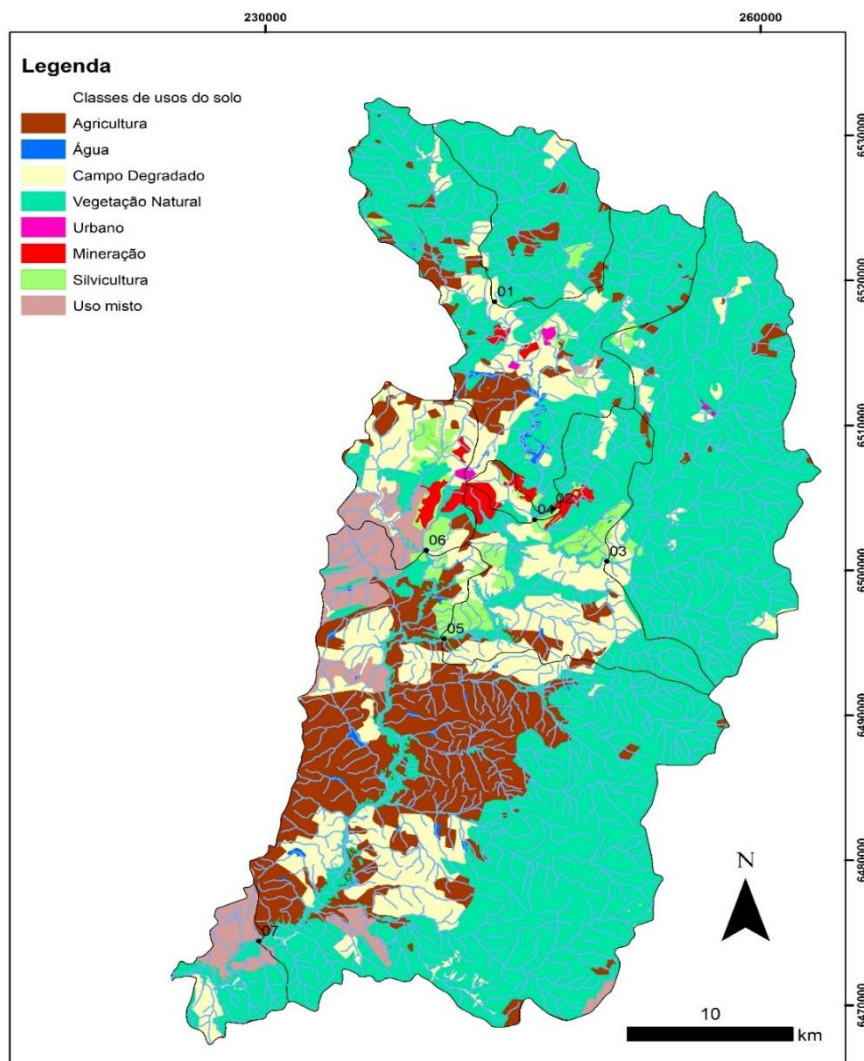


Figura 2. Mapa com os usos da área de estudo abrangendo a bacia hidrográfica do Arroio Candiota e a localização das estações amostrais. Adaptado de HASENACK & CORDEIRO (2006).

Os procedimentos de amostragem das variáveis abióticas de cada estação amostral seguiram as orientações da Norma NBR 9898/87 – Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. No momento da coleta foram medidos, no próprio local os parâmetros condutividade, temperatura, pH e oxigênio dissolvido. As demais variáveis apresentadas foram analisadas nos laboratórios de análises químicas do Centro de Ecologia (Tab. II).

Tabela II. Variáveis para monitoramento das Águas Superficiais e metodologias analíticas empregadas.

PARÂMETRO	METODOLOGIA	REFERÊNCIA
Condutividade	Condutometria	NBR 14340/1999
Coliformes termotolerantes (<i>E. coli</i>)	Substrato cromogênico	STANDARD METHODS 21 TH
Cor	Comparação visual	NBR 13798/1997
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Método de Winkler	STANDARD METHODS 21 TH
Fenóis totais	Absorciometria com clorofórmio	STANDARD METHODS 21 TH
Fósforo Total	Absorciometria com redução do ácido ascórbico	NBR 12772/1992
Nitrato	Espectrofotometria UV	STANDARD METHODS 21 TH
Nitrogênio Amoniacal	Nesslerização	NBR 10560/1998
Metais dissolvidos: Al	Espectrofotometria de Absorção Atômica / chama óxido nitroso-acetileno	STANDARD METHODS 21 TH
Metais dissolvidos: Fe, Cu	Espectrofotometria de Absorção Atômica / chama óxido ar-acetileno	STANDARD METHODS 21 TH
Metais totais: As, Cd, Pb, Cr, Mn, Ni	Espectrofotometria de Absorção Atômica / Forno de Grafite	STANDARD METHODS 21 TH
Metais totais: Zn	Espectrofotometria de Absorção Atômica / chama óxido ar-acetileno	STANDARD METHODS 21 TH
Metais totais: Hg	Espectrofotometria de Absorção Atômica / Geração de Hidretos	STANDARD METHODS 21 TH
Óleos e Graxas	Gravimetria -extração com soxhlet	STANDARD METHODS 21 TH
Oxigênio Dissolvido	Método Potenciométrico- Oxímetro	NBR 9898/87
pH	Método Potenciométrico- pHmetro	NBR 14339 / 1999
Sólidos Dissolvidos Totais	Gravimetria- secagem à 180°C	STANDARD METHODS 21 TH
Surfactantes	Absorciometria com azul de metileno	STANDARD METHODS 21 TH
Sulfeto	Iodometria	STANDARD METHODS 21 TH
Temperatura	Termometria	NBR 9898/87
Toxicidade crônica com <i>Selenastrum capricornutum</i>	Ensaio Ecotoxicológicos	USEPA 2002 TEST METHOD 1003.0 - EPA/821-R-02-013
Toxicidade crônica com <i>Ceriodaphnia dubia</i>	Ensaio Ecotoxicológicos	NBR 13373/2005
Toxicidade crônica com <i>Pimephales promelas</i>	Ensaio Ecotoxicológicos	USEPA 2002 - Test Method 1000.0 - EPA/821-R-02-013
Turbidez	Nefelometria	NBR 11265/1990

As variáveis físicas e químicas da água de interesse biológico para o estudo foram selecionadas, dentre aquelas apresentadas anteriormente, através de matriz de correlação não paramétrica de Spearman (Tabela III), evitando assim a

multicolinearidade dentre tantas outras variáveis descritas no monitoramento (Tab. II). A variável “fósforo total” e “turbidez” apresentaram valor de 0,99 na correlação (Tab. III), não apresentando distinção para análises estatísticas futuras. Como o “fósforo” esta relacionado diretamente com o fitoplâncton e o foco do trabalho é o grupo zooplâncton, resolvemos optar pela variável “turbidez”, pois alta turbidez também pode indicar maior incidência de fitoplâncton no corpo hídrico. A variável “oxigênio dissolvido” também apresentou valores altos de correlação com a variável “nitrogênio amoniacal” (0,66) e (0,68) com a variável (nitrato), resultando na escolha da variável “oxigênio dissolvido”, pois dentre os gases dissolvidos é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos estando relacionado com a atividade fotossintética, respiração celular, decomposição de matéria orgânica e no processo de fixação de nitrogênio (ESTEVES, 1998, ALLAN & CASTILLO, 2007). Por fim, as variáveis abióticas selecionadas para as análises estatísticas foram oxigênio dissolvido, turbidez, ferro dissolvido, pH e temperatura. Todos estes dados foram retirados dos relatórios do “PROGRAMA DE MONITORAMENTO AMBIENTAL DA REGIÃO DE INFLUÊNCIA DA USINA TERMELÉTRICA DE CANDIOTA, MUNICÍPIO DE CANDIOTA/RS”. As informações sobre a pluviometria da região foram obtidas pelo INMET (Instituto Nacional de Meteorologia), Estação Bagé (31°34’46,8”S; 54°01’19,8”O).

Tabela III. Matriz de correlação não paramétrica de Spearman com as variáveis abióticas.

	Fósforo Total	Nitrato	Nitrogênio Amoniacal	Oxigênio Dissolvido	pH	Sólidos Dissolvidos	Turbidez	Alumínio Dissolvido	Ferro Dissolvido	Manganês
Fósforo Total	1	-0,10	-0,44	0,23	0,50	-0,05	0,99	-0,30	-0,35	-0,36
Nitrato	-0,10	1	0,58	0,68	-0,43	0,38	-0,07	0,55	0,19	0,45
Nitrogênio Amoniacal	-0,44	0,58	1	0,66	-0,90	0,76	-0,38	0,95	-0,03	0,86
Oxigênio Dissolvido	0,23	0,68	0,66	1	-0,51	0,73	0,32	0,66	-0,31	0,58
pH	0,50	-0,43	-0,90	-0,51	1	-0,87	0,46	-0,90	0,32	-0,98
Sólidos Dissolvidos	-0,05	0,38	0,76	0,73	-0,87	1	0,01	0,84	-0,66	0,92
Turbidez	0,99	-0,07	-0,38	0,32	0,46	0,01	1	-0,27	-0,39	-0,30
Alumínio Dissolvido	-0,30	0,55	0,95	0,66	-0,90	0,84	-0,27	1	-0,18	0,87
Ferro Dissolvido	-0,35	0,19	-0,03	-0,31	0,32	-0,66	-0,39	-0,18	1	-0,43
Manganês	-0,36	0,45	0,86	0,58	-0,98	0,92	-0,30	0,87	-0,43	1

2.3. Coleta e análise dos organismos do zooplâncton

Para a coleta do zooplâncton, cerca de 300 litros de água foram retirados com o auxílio de bomba de sucção e filtrados com rede de plâncton de 65 μm de abertura de malha para concentração do material biológico. As amostras obtidas, com volume final de 250 ml, foram fixadas imediatamente com formaldeído P.A. na concentração de 4% do volume do frasco e neutralizada com bórax a 1% (Fig. 03).



Figura 3. Fotos das estações amostrais com a metodologia de coleta de água e zooplâncton. O número no canto esquerdo inferior de cada foto representa a respectiva estação amostral de estudo. Foto 1 = EA1 e assim por diante.

2.4. Análises qualitativas e quantitativas

As análises qualitativas foram realizadas com exame sob microscópio ótico, binocular CETI, sob aumento de até 400 vezes. Espécimes foram dissecados em glicerina com agulhas de dissecação, sob microscópio estereoscópico Hund Wetzlar modelo H500, com aumento de até 60 vezes.

Na identificação taxonômica das espécies zooplanctônicas foram utilizadas as chaves de identificação, diagnoses e descrições dos seguintes autores: (RUTTNER & KOLISKO, 1974; KOSTE, 1978; REID, 1984; MONTU & GOEDEN, 1986; ELMOOR & LOUREIRO, 1997).

As análises quantitativas foram realizadas através de contagens numéricas ao microscópio estereoscópico. Para as contagens de indivíduos pertencentes aos grupos de Cladocera e Copepoda (copepoditos e adultos), utilizou-se uma câmara de contagem de Bogorov. Para as contagens de Rotifera e náuplios de Copepoda utilizou-se uma câmara de Sedgewick-Rafter em microscópio óptico. A frequência de ocorrência (FO) das espécies registradas foi baseada no cálculo de (DAJOZ, 1978).

2.5. Análises estatísticas

Inicialmente as variáveis bióticas e abióticas foram testadas para verificar normalidade utilizando teste de Shapiro-Wilk, (SHAPIRO & WILK, 1965). Foram utilizados então modelos lineares simples para verificar em um quadro amplo o comportamento da riqueza e da abundância dos organismos do zooplâncton (\log^{-1}) ao longo do espaço e do tempo. Para avaliar as relações da abundância e riqueza com as variáveis ambientais selecionadas foram utilizados modelos lineares generalizados (General Linear Model – GLM) com “backward selection”.

O cálculo da diversidade das espécies envolveu duas medidas baseadas em distâncias topológicas, a distinção taxonômica (Δ^*) e a diversidade taxonômica (Δ). A diversidade taxonômica é calculada pelo número esperado de nós entre quaisquer dois indivíduos sorteados aleatoriamente em uma comunidade e a distinção taxonômica é alterada para remover o peso excessivo da abundância das espécies no cálculo da diversidade taxonômica. Os valores do cálculo de (Δ^*) e (Δ) representam valores

similares da diversidade de espécies que se esperaria encontrar ao acaso na natureza (WARWICK & CLARKE, 1995; 1998).

Para determinar as espécies indicadoras para as estações do ano e para as unidades amostrais foi utilizada a Análise de Espécies Indicadoras (DUFRÊNE & LEGENDRE, 1997). A (ISA) envolve abundância e frequência das espécies e é calculada de forma independente para cada uma das espécies na assembleia (DUFRÊNE & LEGENDRE, 1997; MCGEOCH & CHOWN, 1998).

Para a elaboração do agrupamento de acordo com as características funcionais do zooplâncton, foram selecionados os atributos “hábitat”, “hábito alimentar” e “classe de tamanho” dos táxons (DÍAZ & CABIDO, 2001; REYNOLDS *et al.*, 2002; WEITHOFF, 2003). Os atributos de “hábitat” foram classificados como “planctônicos” (pk), “não planctônicos” (npk) e “planctônicos/não planctônicos” (pk/npk). A Característica “hábito alimentar” foi dividida em “filtradores”, “raptorais” e “coletores e raspadores” e as “classes de tamanho” sendo “C1” até 200 μm , “C2” ≥ 200 até 600 μm , “C3” ≥ 600 μm < 1000 μm e “C4” ≥ 1000 μm (POURRIOT, 1977; BONECKER *et al.*, 1998). A análise aplicada foi a (ITA) Análise de Atributos Indicadores, sendo o mesmo processo estatístico que a ISA, porém substituindo no processo de análise, o nome dos táxons por seus atributos.

3. RESULTADOS

Foram registrados 286.849 organismos zooplanctônicos entre abril de 2007 e outubro de 2014, abrangendo 152 táxons na bacia hidrográfica do Arroio Candiota. O filo Rotifera foi predominante com 122 espécies, em seguida o filo Arthropoda representados por Cladocera com 16 espécies e Copepoda com 14 espécies (Tab. IV).

De uma forma geral, no outono, as seguintes espécies apresentaram as maiores frequências de ocorrência (DAJOZ, 1978): *Bosminopsis deitersi* (RICHARD, 1895) (EA2 e EA4) *Kellicottia bostoniensis* (ROUSSELET, 1908) (EA2), *Euchlanis dilatata* (EHRENBERG, 1832) (EA1), *Lecane (M) bulla bulla* (GOSSE, 1851) (EA1 e EA3) e *Polyarthra cf. dolichoptera* (EA2 e EA4) (Tab. V). No inverno, os táxons *Bosmina longirostris* (MÜLLER, 1785) (EA4 e EA5), *Notodiaptomus incompositus* (BRIAN, 1926) (EA2 e EA4), *Kellicottia bostoniensis* (EA2, EA3, EA4, EA5 e EA7), *Keratella cochlearis* (GOSSE, 1851) (EA2, EA3, EA4, EA5 e EA7), *Lecane (M) bulla bulla* (EA3) e *Polyarthra cf. dolichoptera* (EA2, EA4 e EA5) foram os mais frequentes (Tab. VI). Na primavera *B. longirostris* (EA2, EA3, EA4, EA5 e EA6), *K. bostoniensis* (EA1, EA2, EA3, EA4, EA5 e EA7), *K. cochlearis* (EA1 e EA2), *K. cochlearis tecta* (Gosse, 1851) (EA1 e EA2), *L. (M) bulla bulla* EA1, *P. cf. dolichoptera* (EA2) e *Conochilus coenobasis* (SKORIKOV, 1914) (EA2) (Tab. VII). E por fim, no verão *B. longirostris* EA2, *K. bostoniensis* EA2, *K. cochlearis* EA2, *E. dilatata* EA4, *Ascomorpha ecaudis* (PERTY, 1850) (EA2), *L. (M) bulla bulla* (EA1, EA3, EA4 e EA5) e *P. cf. dolichoptera* (EA2) apresentaram maior ocorrência (Tab. VIII).

Tabela IV. Grupos taxonômicos do zooplâncton identificados nas 7 estações amostrais na bacia hidrográfica do Arroio Candiota, RS, entre abril de 2007 e outubro de 2014.

Filo Arthropoda**Classe Branchiopoda****Subclasse Phylopoda****Ordem Diplostraca**

Bosmina longirostris (O. F. Müller, 1785)
Bosminopsis deitersi (Richard, 1895)
Bosmina hagdmani (Stingelin, 1904)
Alona cf. davidi
Acroperus harpae (Baird, 1834)
Ceriodaphnia cornuta cornuta (Sars, 1884)
Ceriodaphnia cornuta rigaudi (Richard, 1894)
Ceriodaphnia cf. reticulata
Ceriodaphnia cf. silvestrii
Daphnia cf. gessneri
Camptocercus australis (Sars, 1896)
Ilyocryptus spinifer (Herrick, 1882)
Macrothrix triserialis (Brady, 1866)
Moina micrura (Kurz, 1874)
Moina minuta (Hansen, 1899)
Diaphanosoma birgei (Korinek, 1981)

Subclasse Copepoda**Ordem Calanoida**

Notodiaptomus incompressus (Brian, 1926)

Ordem Cyclopoida

Acanthocyclops robustus (Sars, 1863)
Acanthocyclops vernalis (Fischer, 1853)
Eucyclops cf. solitarius
Eucyclops ensifer (Kiefer, 1936)
Ectocyclops strenzkei (Herbst, 1959)
Homocyclops ater (Herrick, 1882)
Megacyclops viridis (Jurine, 1820)
Metacyclops mendocinus (Wierzejski, 1892)
Paracyclops fimbriatus (Fischer, 1853)
Thermocyclops cf. crassus
Thermocyclops cf. decipiens
Tropocyclops prasinus prasinus (Fischer, 1860)
Tropocyclops schubarti schubarti (Kiefer, 1935)

Filo Rotifera**Classe Eurotatoria****Subclasse Monogononta****Ordem Ploima**

Asplanchna sp.
Asplanchna priodonta (Gosse, 1850)
Anuraeopsis cf. stollii
Anuraeopsis fissa (Gosse, 1851)
Brachionus angularis (Gosse, 1851)

Brachionus bidentata bidentata (Anderson, 1889)
Brachionus caudatus caudatus (Barrois & Daday, 1894)
Brachionus caudatus personatus (Barrois & Daday, 1894)
Brachionus dolabratus dolabratus (Harring, 1914)
Brachionus mirus (Daday, 1905)
Brachionus patulus patulus (Müller, 1786)
Brachionus patulus macracanthus (Daday, 1905)
Brachionus quadridentatus (Hermann, 1783)
Brachionus quadridentatus quadridentatus (Hermann, 1783)
Brachionus cf. urceolaris
Brachionus falcatus falcatus (Zacharias, 1898)
Kellicottia bostoniensis (Rousselet, 1908)
Keratella americana (Carlin, 1943)
Keratella americana hispida (Carlin, 1943)
Keratella cochlearis (Gosse, 1851)
Keratella cochlearis tecta (Gosse, 1851)
Keratella lenzi (Hauer, 1953)
Keratella quadrata (Apstein, 1907)
Keratella serrulata (Ehrenberg, 1838)
Keratella serrulata curvicornis (Rylov, 1926)
Keratella tropica (Apstein, 1907)
Keratella valga (Ehrenberg, 1832)
Notholca sp.
Platyias quadricornis (Ehrenberg, 1832)
Dipleuchlanis propatula (Gosse, 1886)
Euchlanis dilatata (Ehrenberg, 1832)
Ascomorpha sp.
Ascomorpha cf. ovalis
Ascomorpha cf. saltans
Ascomorpha ecaudis (Perty, 1850)
Gastropus sp.
Gastropus stylifer (Imhof, 1891)
Lecane luna (Müller, 1776)
Lecane (M) bulla bulla (Gosse, 1851)
Lecane (H) cf. kluchor
Lecane (M) hamata (Stokes, 1896)
Lecane (M) hamata var. thienemanni (Stokes, 1896)
Lecane (M) lunaris (Ehrenberg, 1832)
Lecane (M) lunaris f. perplexa (Ehrenberg, 1832)
Lecane (M) monostyla (Daday, 1897)
Lecane sp.
Lecane (M) closterocerca (Schmarda, 1859)
Lecane (M) decipiens (Murray, 1913)
Lecane (M) stenroosi (Meissner, 1908)

Lecane (M) stenroosi f. lineata (Meissner, 1908)
Lecane cf. crépida
Lecane (M) cf. gillardi gillardi
Lecane cf. hornemanni
Lecane cf. inermis
Lecane cf. inopinata
Lecane cf. tabida
Lecane curvicornis (Murray, 1913)
Lecane flexilis (Gosse, 1886)
Lecane glypta (Harring & Myers, 1926)
Lecane hastata (Murray, 1913)
Lecane leontina (Turner, 1892)
Lecane cf. levistila
Lecane ludwigi (Eckstein, 1893)
Lecane ludwigi f. brevicauda (Eckstein, 1893)
Lecane luna var. presumpta (Müller, 1776)
Lecane papuana (Murray, 1913)
Lecane quadridentata (Ehrenberg, 1832)
Lecane signifera (Jennings, 1896)
Colurella sp.
Colurella uncinata bicuspidata (Ehrenberg, 1832)
Colurella uncinata (Müller, 1773)
Colurella obtusa (Gosse, 1886)
Lepadella sp.
Lepadella ovalis (Müller, 1786)
Lepadella patela (Müller, 1773)
Lophocharis cf. rubens
Lophocharis oxytermon (Gosse, 1851)
Lophocharis salpina (Ehrenberg, 1834)
Mytilina sp.
Mytilina cf. bicarinata
Mytilina mucronata mucronata (Müller, 1773)
Mytilina ventralis (Ehrenberg, 1832)
Cephalodella sp.
Cephalodella gibba (Ehrenberg, 1830)
Monommata cf. longiseta
Scaridium longicaudum (Müller, 1786)
Ploesoma truncatum (Levander, 1894)
Polyarthra sp.
Polyarthra vulgaris (Carlin, 1943)
Polyarthra cf. dolichoptera
Synchaeta sp. 1
Synchaeta sp. 2
Synchaeta stylata (Wierzejski, 1893)
Synchaeta pectinata (Ehrenberg, 1832)

Synchaeta cf. oblonga
Trichocerca bicristata (Gosse, 1887)
Trichocerca capuccina (Wierzejski & Zacharias, 1893)
Trichocerca cf. iernis
Trichocerca cf. tigris
Trichocerca cylindrica (Imhof, 1891)
Trichocerca cylindrica f. chattoni (Imhof, 1891)
Trichocerca pusilla (Jennings, 1903)
Trichocerca similis (Wierzejski, 1893)
Macrochaetus collinsi (Gosse, 1867)
Macrochaetus sericus (Thorpe, 1893)
Trichotria tectralis var. truncata (Ehrenberg, 1830)
Trichotria tectralis (Ehrenberg, 1830)
Ordem Flosculariaceae
Conochilus coenobasis (Skorikov, 1914)
Conochilus unicornis (Rousselet, 1892)
Ptygura sp.
Ptygura libera (Myers, 1934)
Hexartha intermedia braziliensis (Hauer, 1953)
Hexartha mira mira (Hudson, 1871)
Testudinella sp.
Testudinella patina var. dendradena (Hermann, 1783)
Testudinella mucronata hauerensis (Gosse, 1886)
Testudinella patina patina (Hermann, 1783)
Pompholyx sulcata (Hudson, 1885)
Pompholyx complanata (Gosse, 1851)
Filinia longiseta (Ehrenberg, 1834)
Filinia opoliensis (Zacharias, 1898)
Filinia terminalis (Plate, 1886)

Tabela V. Frequência de ocorrência (FO%) (DAJOZ, 1978) dos grupos taxonômicos do zooplâncton nas 7 estações amostrais (EA) para o outono. Foram considerados os táxons \geq a 50% de FO em pelo menos uma estação amostral.

FO (%) OUTONO							
	EA1	EA2	EA3	EA4	EA5	EA6	EA7
Filo Arthropoda							
Classe Branchiopoda							
Subclasse Phyllopoda							
Ordem Diplostraca							
<i>Bosminopsis deitersi</i>	17	83	33	83	17	0	0
<i>Macrothrix triserialis</i>	67	0	0	0	0	0	17
Filo Rotifera							
Classe Eurotatoria							
Subclasse Monogononta							
Ordem Ploima							
<i>Asplanchna</i> sp.	17	50	17	17	33	0	17
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	33	83	17	67	33	17	33
<i>Keratella americana hispida</i>	17	50	17	50	17	0	17
<i>Keratella cochlearis</i>	17	67	50	33	33	33	50
<i>Keratella tropica</i>	50	50	17	17	17	50	17
<i>Platyias quadricornis</i>	50	50	17	0	0	17	17
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	50	33	0	50	17	0	0
<i>Euchlanis dilatata</i>	83	17	33	17	17	17	0
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	17	50	17	33	33	0	17
<i>Lecane luna</i>	67	33	33	50	50	50	17
<i>Lecane (M) bulla bulla</i>	83	33	83	33	67	67	17
<i>Lecane (M) hamata</i>	50	50	50	67	33	33	17
<i>Lecane (M) lunaris</i>	67	33	50	50	33	33	0
<i>Lecane (M) stenroosi</i>	50	17	0	33	33	17	17
<i>Lecane flexilis</i>	17	33	17	17	50	33	17
<i>Lecane leontina</i>	67	17	33	17	33	50	17
<i>Lecane quadridentata</i>	33	0	0	0	50	0	0
<i>Colurella</i> sp.	67	33	67	33	33	17	17
<i>Lepadella patella</i>	50	17	33	17	17	17	33
<i>Cephalodella gibba</i>	50	0	17	33	67	50	33
<i>Polyarthra</i> cf. <i>dolichoptera</i>	33	100	33	83	67	0	17
<i>Synchaeta pectinata</i>	17	50	17	50	0	0	0
<i>Synchaeta</i> cf. <i>oblonga</i>	33	67	0	17	0	17	0
<i>Trichocerca pusilla</i>	0	50	17	50	0	0	0
<i>Trichocerca similis</i>	33	33	17	67	33	33	0
Ordem Flosculariaceae							
<i>Conochilus coenobasis</i>	17	50	0	0	0	0	0
<i>Pompholyx complanata</i>	17	33	0	50	17	0	0
<i>Filinia longiseta</i>	17	67	33	50	17	0	0

Tabela VI. Frequência de ocorrência (FO%) (DAJOZ, 1978) dos grupos taxonômicos do zooplâncton nas 7 estações amostrais (EA) para o inverno. Foram considerados os táxons \geq a 50% de FO em pelo menos uma estação amostral.

FO (%) INVERNO							
	EA1	EA2	EA3	EA4	EA5	EA6	EA7
Filo Arthropoda							
Classe Branchiopoda							
Subclasse Phyllopoda							
Ordem Diplostraca							
<i>Bosmina longirostris</i>	33	67	67	100	83	33	67
<i>Daphnia</i> cf. <i>gessneri</i>	0	33	17	50	0	0	17
Classe Maxillopoda							
Subclasse Copepoda							
Ordem Calanoida							
<i>Notodiaptomus incompositus</i>	17	100	33	83	50	0	67
Ordem Cyclopoida							
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	33	50	33	17	50	17	0
Filo Rotifera							
Classe Eurotatoria							
Subclasse Monogononta							
Ordem Ploima							
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	67	83	100	83	100	67	83
<i>Keratella americana</i>	17	50	33	67	33	17	33
<i>Keratella americana hispida</i>	67	67	33	67	67	50	50
<i>Keratella cochlearis</i>	50	83	83	83	100	67	100
<i>Keratella cochlearis tecta</i>	17	50	50	33	33	50	50
<i>Keratella lenzi</i>	67	67	67	50	67	50	33
<i>Euchlanis dilatata</i>	33	50	67	33	50	33	50
<i>Lecane luna</i>	0	0	17	0	17	0	50
<i>Lecane (M) bulla bulla</i>	67	33	100	17	67	50	33
<i>Lecane (M) hamata</i>	33	17	17	0	33	50	17
<i>Lecane (M) lunaris</i>	67	33	33	33	0	0	50
<i>Lecane flexilis</i>	17	50	33	0	17	0	0
<i>Colurella obtusa</i>	33	17	50	17	17	0	33
<i>Colurella</i> sp.	67	33	33	17	33	50	33
<i>Lepadella patella</i>	67	17	67	50	50	67	50
<i>Cephalodella gibba</i>	33	17	50	50	33	50	67
<i>Monommata</i> cf. <i>longiseta</i>	50	0	0	0	17	17	17
<i>Polyarthra vulgaris</i>	33	67	50	67	67	50	67
<i>Polyarthra</i> cf. <i>dolichoptera</i>	50	83	33	83	83	50	50
<i>Trichotria tectralis</i>	33	33	17	17	50	17	33
Ordem Flosculariaceae							
<i>Conochilus unicornis</i>	17	67	17	67	33	0	33
<i>Pompholyx complanata</i>	0	67	50	67	50	33	50

Tabela VII. Frequência de ocorrência (FO%) (DAJOZ, 1978) dos grupos taxonômicos do zooplâncton nas 7 estações amostrais (EA) para a primavera. Foram considerados os táxons \geq a 50% de FO em pelo menos uma estação amostral.

FO (%) PRIMAVERA							
	EA1	EA2	EA3	EA4	EA5	EA6	EA7
Filo Arthropoda							
Classe Branchiopoda							
Subclasse Phyllopoda							
Ordem Diplostraca							
<i>Bosmina longirostris</i>	50	100	83	83	50	100	67
<i>Bosminopsis deitersi</i>	50	67	50	50	50	33	17
<i>Acroperus harpae</i>	50	0	17	17	0	33	0
<i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>	17	17	0	50	17	0	0
<i>Daphnia cf. gessneri</i>	17	50	33	67	50	17	33
Classe Maxillopoda							
Subclasse Copepoda							
Ordem Calanoida							
<i>Notodiaptomus incompositus</i>	17	67	17	33	50	17	17
Ordem Cyclopoida							
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	17	50	17	17	17	17	17
Filo Rotifera							
Classe Eurotatoria							
Subclasse Monogononta							
Ordem Ploima							
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	100	100	83	100	83	67	83
<i>Keratella americana</i>	50	50	17	50	17	17	50
<i>Keratella americana hispida</i>	50	50	33	50	50	33	17
<i>Keratella cochlearis</i>	83	83	50	67	67	33	50
<i>Keratella cochlearis tecta</i>	83	83	33	67	50	0	17
<i>Keratella lenzi</i>	50	33	67	50	33	50	50
<i>Euchlanis dilatata</i>	50	33	50	17	17	33	50
<i>Lecane (M) bulla bulla</i>	83	17	67	33	17	67	0
<i>Lecane (M) lunaris</i>	67	33	67	33	67	50	17
<i>Colurella sp.</i>	50	33	33	0	17	17	17
<i>Lepadella patella</i>	50	17	33	0	33	33	50
<i>Cephalodella gibba</i>	50	0	17	33	50	67	50
<i>Ploesoma truncatum</i>	50	17	0	33	0	17	0
<i>Polyarthra vulgaris</i>	33	67	50	67	50	50	17
<i>Polyarthra cf. dolichoptera</i>	50	83	50	67	67	50	0
Ordem Flosculariaceae							
<i>Conochilus coenobasis</i>	33	83	17	33	33	0	0
<i>Conochilus unicornis</i>	0	67	33	50	17	17	0
<i>Pompholyx complanata</i>	33	50	17	33	33	33	33

Tabela VIII. Frequência de ocorrência (FO%) (DAJOZ, 1978) dos grupos taxonômicos do zooplâncton nas 7 estações amostrais (EA) para o verão. Foram considerados os táxons \geq a 50% de FO em pelo menos uma estação amostral.

FO (%) VERÃO							
	EA1	EA2	EA3	EA4	EA5	EA6	EA7
Filo Arthropoda							
Classe Branchiopoda							
Subclasse Phyllopoda							
Ordem Diplostraca							
<i>Bosmina longirostris</i>	20	40	40	60	20	0	0
<i>Bosminopsis deitersi</i>	20	100	20	60	0	40	40
<i>Moina minuta</i>	20	60	20	40	20	0	0
Filo Rotifera							
Classe Eurotatoria							
Subclasse Monogononta							
Ordem Ploima							
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	40	80	20	60	60	20	40
<i>Keratella americana</i>	40	60	60	60	20	0	20
<i>Keratella cochlearis</i>	40	80	60	40	40	40	40
<i>Keratella tropica</i>	20	40	20	0	60	20	40
<i>Platylabus quadricornis</i>	40	0	60	20	40	0	40
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	40	0	40	60	20	0	40
<i>Euchlanis dilatata</i>	40	0	60	100	20	0	60
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	20	80	20	20	0	20	0
<i>Lecane (M) bulla bulla</i>	100	60	100	80	80	60	20
<i>Lecane (M) lunaris</i>	40	20	40	60	40	20	40
<i>Colurella</i> sp.	60	20	60	40	0	40	40
<i>Lepadella patella</i>	60	20	60	20	40	20	60
<i>Mytilina</i> sp.	40	0	20	20	0	0	0
<i>Cephalodella gibba</i>	60	20	40	40	60	0	40
<i>Polyarthra vulgaris</i>	20	60	40	40	40	40	40
<i>Polyarthra</i> cf. <i>dolichoptera</i>	40	80	40	60	40	40	40
<i>Synchaeta</i> cf. <i>oblonga</i>	0	60	20	20	0	0	0
<i>Trichocerca similis</i>	60	60	20	60	20	0	20
Ordem Flosculariaceae							
<i>Conochilus unicornis</i>	20	60	20	40	0	0	20
<i>Pompholyx complanata</i>	0	40	20	40	40	0	60
<i>Filinia longiseta</i>	60	60	40	60	20	20	40

Os resultados relativos às variáveis físicas e químicas da água coletados nas diferentes estações amostrais encontram-se na tabela IX. Nas estações amostrais EA1, EA2 e EA4 foram registrados os maiores valores do pH (9,2 nas estações EA1 e EA2 e 10,3 na EA4). Nas estações EA3, EA5 e EA7 o pH variou de 6,1 a 8,4. Ao contrário das anteriores, a estação EA6 apresentou os menores valores de pH entre 3,8 a 7,4. A EA6 também teve os valores mais elevados de ferro dissolvido registrados com $2,68 \text{ mg.L}^{-1}$. O oxigênio dissolvido no verão exibiu valores entre 1,1 e $9,6 \text{ mg.L}^{-1}$ e no inverno a variação ocorreu entre 6,1 e $11,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Os maiores valores de turbidez dentre as sete estações amostrais foram encontrados na estação amostral EA4 com 59,8 (NTU) e na estação amostral EA7 com 57,5 (NTU).

Tabela IX. Valores mínimos e máximos das variáveis físicas e químicas selecionadas nas análises estatísticas.

VARIÁVEIS	EA1			
	INVERNO	PRIMAVERA	VERÃO	OUTONO
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	7,0-10,1	7,5-9,8	1,3-7,7	4,2-9,3
pH	6,5-7,5	6,15-6,8	5,6-8,7	6,8-9,2
Temperatura (°C)	9,0-15	12,0-20	18-32	17,7-21
Turbidez (NTU)	9,4-45,7	19,5-54,2	3,7-25,6	6,6-20,3
Ferro Dissolvido (mg.L ⁻¹)	0,07-0,67	0,11-0,79	0,30-1,38	0,10-0,72
EA2				
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	6,4-11,5	7,0-9,6	1,6-9,4	4,4-9,6
pH	6,9-7,4	6,5-9,2	7,03-7,2	6,98-7,3
Temperatura (°C)	10,5-13	15-21	22-29,1	19-26
Turbidez (NTU)	1-47,5	12,3-26,2	7,2-35,9	4,3-17,3
Ferro Dissolvido (mg.L ⁻¹)	0,11-1,31	0,13-0,62	0,32-2,02	0,19-0,81
EA3				
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	4,8-8,9	7,0-9,8	1,5-9,6	4,8-8,9
pH	6,9-7,5	6,5-7,8	6,7-7,3	6,9-7,5
Temperatura (°C)	19-21	13-20	19,5-28	19-21
Turbidez (NTU)	3,6-19,5	18,1-25,5	1,29-40,8	3,6-19,5
Ferro Dissolvido (mg.L ⁻¹)	0,26-0,87	0,23-0,59	0,15-0,85	0,26-0,87
EA4				
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	7,3-11,3	7,5-10,5	1,1-7,6	7,2-9,2
pH	6,9-7,9	6,9-7,8	6,2-10,3	6,8-10,3
Temperatura (°C)	12,0-14,0	17-21	30,0-23,0	19-25
Turbidez (NTU)	10,3-37,9	15,5-29,1	6,2-59,8	7,31-19,8
Ferro Dissolvido (mg.L ⁻¹)	0,26-1,15	0,16-0,88	0,11-0,88	0,08-0,54
EA5				
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	7,2-10,9	7,8-11,7	3,3-7,2	5,0-8,2
pH	6,9-7,3	6,6-8,4	6,6-7,3	7,3-7,7
Temperatura (°C)	12,0-19,0	17,5-22,0	21,0-29,5	19,0-26,0
Turbidez (NTU)	19,0-57,2	15,4-47,5	2,4-41,4	11,1-47,5
Ferro Dissolvido (mg.L ⁻¹)	0,20-1,18	0,18-0,51	0,12-0,53	0,30-0,53
EA6				
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	7,2-11,1	7,8-10,3	2,4-8,8	5,7-10,5
pH	5,0-6,2	4,5-5,9	3,8-7,4	3,9-4,8
Temperatura (°C)	12,0-15,7	16,0-21,0	20,0-30,2	18,0-23,0
Turbidez (NTU)	0,9-58,0	2,3-39,0	0,6-44,5	1,1-39,0
Ferro Dissolvido (mg.L ⁻¹)	0,02-2,68	0,07-0,96	0,1-1,9	0,1-0,7
EA7				
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	6,4-10,7	6,7-10,5	1,3-8,1	5,1-10,2
pH	6,8-7,4	6,6-7,4	6,7-7,3	6,3-7,8
Temperatura (°C)	13,0-15,2	15,0-21,0	20,5-27,1	19,0-25,0
Turbidez (NTU)	20,8-55,8	19,3-37,2	7,3-57,5	9,4-25,5
Ferro Dissolvido (mg.L ⁻¹)	0,2-1,2	0,2-0,5	0,2-0,5	0,1-0,5

Para este estudo, foram considerados apenas os modelos lineares temporais tanto para a abundância quanto para a riqueza do zooplâncton. Os modelos espaciais resultaram em uma relação quadrática com o tempo, sendo descartados para este trabalho. Na análise exploratória geral não se conseguiu ver um valor nítido para a riqueza e abundância de espécies. Ambos os modelos de riqueza e abundância apresentaram estatisticamente valores baixos de r^2 , abundância com ($r^2= 0,06$) e riqueza com ($r^2= 0,02$), respectivamente.

A análise de modelos generalizados GLM demonstrou que o pH foi a única variável que apresentou uma relação causal com resultado significativo para a abundância de espécies influenciando positivamente ao longo do tempo conforme a (Tab. X).

Tabela X. Valor das variáveis ambientais no modelo de abundância das espécies ao longo do tempo.

Variáveis	Valor (t)	Valor (p)
pH	2,655	0,008
Turbidez (tr)	1,543	0,124
Temperatura (Temp)	-1,587	0,114

Já o melhor modelo para a riqueza de espécies demonstrou que as variáveis pH, ferro dissolvido e oxigênio dissolvido apresentaram valores positivos e significativos (Tab. XI). Os dados pluviométricos da região em ambos os modelos para abundância e riqueza de espécies não apresentaram valores significativos.

Tabela XI. Valor das variáveis ambientais no modelo de riqueza das espécies ao longo do tempo.

Variáveis	Valor (z)	Valor (p)
pH	3,320	0,001
Ferro Dissolvido (fe)	3,278	0,001
Oxigênio Dissolvido (o2)	3,207	0,001
Temperatura (Temp)	-1,602	0,109

Os valores resultantes do cálculo da distinção taxonômica demonstraram durante o estudo que do total das 161 unidades amostrais, 127 apresentaram valores de diversidade conforme o esperado ao acaso. Quatro apresentaram valores acima do esperado com (Δ^*) positivo e valores de $p \leq 0,05$ (Tab. XII) e (Fig. 4). 31 unidades amostrais exibiram valores de (Δ^*) negativos e valores de $p \leq 0,05$ demonstrando que nestas, as espécies eram mais semelhantes entre si e com diversidade (Δ) abaixo do que esperaríamos encontrar na natureza (Tab. XIII) e (Fig. 4).

Tabela XII. Estações amostrais que exibiram valores de (Δ^*) positivos e valores de $p \leq 0,05$. As espécies foram menos semelhantes entre si e com diversidade (Δ) acima do esperado ao acaso.

Campanhas	Estação Amostrai	Delta+	z(Delta+)	Pr(> z)
out/14	EA2	763,65	19,70	0,05
abr/14	EA4	754,57	24,37	0,01
out/14	EA5	786,39	21,18	0,03
out/07	EA6	803,03	20,47	0,04

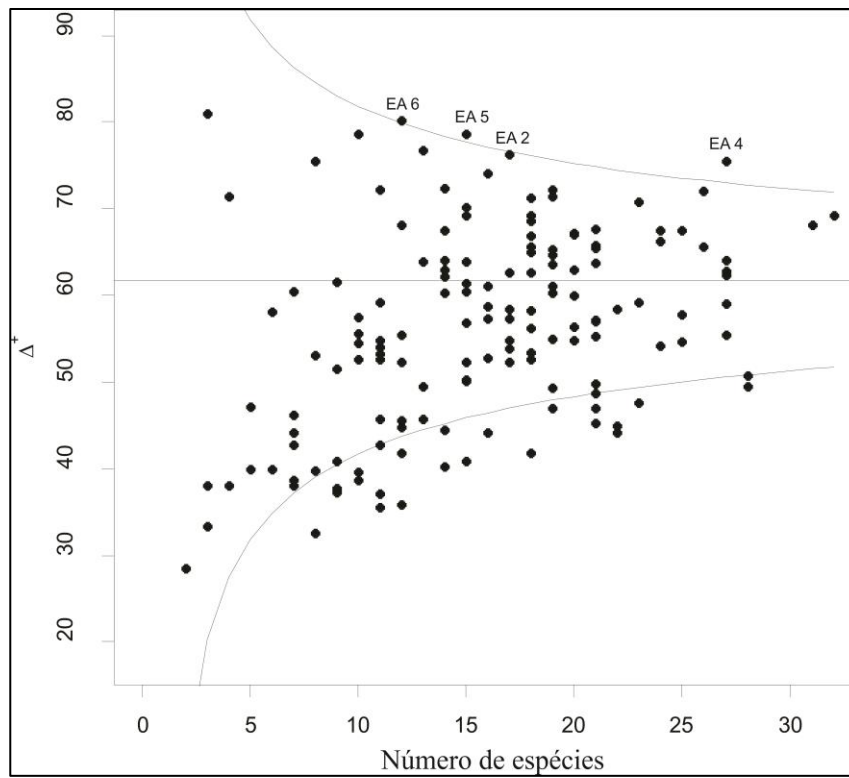


Figura 4. Gráfico do resultado do cálculo de distinção taxonômica. As estações amostrais EA6 (out 2007), EA5 (out 2014), EA2 (out 2014) e EA4 (abr 2014) apresentaram valores de Δ^* positivos e de $p \leq 0,05$, ficando representadas fora e acima do cone. 31 unidades amostrais apresentaram valores de Δ^* negativos e $p \leq 0,05$, permanecendo fora e abaixo do cone.

Tabela XIII. Estações amostrais que exibiram valores de (Δ^*) negativos e valores de $p \leq 0,05$. As espécies foram mais semelhantes entre si e com diversidade (Δ) abaixo do esperado ao acaso.

Campanhas	Estação Amostrai	Delta+	z(Delta+)	Pr(> z)
mar/09	EA1	376,98	-22,57	0,02
jul/11	EA1	441,66	-22,95	0,02
abr/12	EA1	453,06	-25,18	0,01
abr/13	EA1	470,74	-22,48	0,02
jan/14	EA1	359,30	-28,55	0,004
abr/14	EA1	441,55	-27,70	0,006
ago/14	EA1	397,95	-19,26	0,05
out/14	EA1	396,82	-22,00	0,03
mar/09	EA2	495,84	-22,21	0,03
abr/12	EA2	418,30	-27,85	0,005
abr/13	EA2	469,50	-21,36	0,03
abr/07	EA3	371,42	-25,90	0,01
jan/08	EA3	409,52	-26,15	0,009
mar/09	EA3	371,42	-25,90	0,01
abr/13	EA3	142,85	-27,59	0,006
jul/13	EA3	487,07	-19,98	0,05
jan/12	EA4	408,73	-19,60	0,05
abr/12	EA4	450,21	-26,34	0,008
jul/07	EA5	445,84	-20,75	0,04
mar/10	EA5	403,45	-25,86	0,01
jan/12	EA5	387,30	-22,94	0,02
abr/13	EA5	373,01	-22,94	0,02
jul/07	EA6	355,84	-27,53	0,006
jul/08	EA6	428,57	-19,89	0,05
mar/10	EA6	380,95	-19,22	0,05
jan/12	EA6	142,85	-22,87	0,02
abr/12	EA6	326,53	-25,52	0,01
jul/12	EA6	477,13	-22,71	0,02
jul/11	EA7	507,18	-20,14	0,04
jan/12	EA7	445,84	-20,75	0,04
jan/13	EA7	417,74	-22,10	0,03

A Análise de Espécies Indicadoras (ISA) encontrou duas espécies indicadoras da estação amostral EA1, *Monommata* cf. *longiseta* e *Lecane hastata* e cinco espécies indicadoras da EA2, *Notodiptomus incompositus*, *Conochilus coenobasis*, *Ascomorpha ecaudis*, *Synchaeta pectinata* e *Hexarthra mira mira*.

Para as estações do ano, conforme apresentado nas tabelas XIII, XIV, XV e XVI, foram identificadas cinco espécies indicadoras específicas do inverno, *Trichotria tectralis*, *Colurella obtusa*, *Mytilina mucronata mucronata*, *Mytilina ventralis* e *Eucyclops ensifer*. As espécies indicadoras específicas do outono foram cinco, *Lecane luna*, *Trichocerca pusilla*, *Lecane (M) stenroosi*, *Ascomorpha* sp. e *Brachionus bidentata bidentata*. Da primavera foram quatro espécies indicadoras, *Daphnia* cf. *gessneri*, *Acroperus harpae*, *Megacyclops viridis* e *Acanthocyclops robustus*. No verão nove espécies indicadoras foram encontradas, *Moina minuta*, *Ceriodaphnia cornuta rigaudi*, *Testudinella* sp., *Lecane (M) closterocerca*, *Filinia longiseta*, *Filinia opoliensis*, *Brachionus* cf. *urceolaris*, *Ascomorpha* cf. *ovalis* e *Macrochaetus collinsi*.

A Análise de Atributos Indicadores (ITA) demonstrou que espécies tamanho C4 ($\geq 1000 \mu\text{m}$), *Daphnia* cf. *gessneri*, *Notodiaptomus incompositus*, *Acanthocyclops robustus*, *A. vernalis*, *Eucyclops* cf. *solitarius*, *E. ensifer*, *Homocyclops ater*, *Megacyclops viridis* e *Asplanchna priodonta*, tiveram maior ocorrência no inverno e primavera apresentando $p=0,0001$. O atributo “coletores e raspadores”, foi considerado indicador para as estações amostrais EA1 e EA3 ($p=0,0002$), sendo representado pelas espécies *Alona* cf. *davidi*, *Acroperus harpae*, *Camptocercus australis*, *Ilyocryptus spinifer* e *Macrothrix triserialis*.

Tabela XIV. Densidade numérica (ind.m⁻³) dos grupos taxonômicos do zooplâncton nas 7 estações amostrais (EA) para o outono. Foram apresentados somente os táxons \geq a 50% de frequência de ocorrência em pelo menos uma estação amostral, além das espécies indicadoras das estações amostrais e estações do ano. * = Espécies indicadoras específicas do outono, ** = espécies indicadoras da estação EA1, *** = espécies indicadoras da estação EA2.

	(máx-min)						
	OUTONO						
	EA1	EA2	EA3	EA4	EA5	EA6	EA7
Filo Arthropoda							
Classe Branchiopoda							
Subclasse Phyllopoda							
Ordem Diplostraca							
<i>Bosminopsis deitersi</i>	(0 - 43)	(0-1126)	(0-23)	(0-383)	(0-133)	0	0
<i>Macrothrix triserialis</i>	(0-126)	0	0	0	0	0	(0-5)
Classe Maxillopoda							
Subclasse Copepoda							
Ordem Calanoida							
*** <i>Notodiaptomus incompositus</i>	0	(0-1386)	0	(0-33)	0	0	0
Filo Rotifera							
Classe Eurotatoria							
Subclasse Monogononta							
Ordem Ploima							
<i>Asplanchna sp.</i>	(0 - 86)	(0-22)	(0-15)	(0-5)	(0-44)	0	(0-3)
* <i>Brachionus bidentata bidentata</i>	(0-43)	(0-433)	(0-133)	(0-183)	0	0	0
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	(0 - 23)	(0-1495)	(0-261)	(0-766)	(0-2577)	(0-62)	(0-15)
<i>Keratella americana hispida</i>	(0 - 3)	(0-15)	(0-15)	(0-95)	(0-13)	0	(0-7)
<i>Keratella cochlearis</i>	(0 - 43)	(0-26)	(0-748)	(0-366)	(0-166)	(0-38)	(0-5)
<i>Keratella tropica</i>	(0 - 86)	(0-43)	(0-5)	(0-3)	(0-44)	(0-7)	(0-3)
<i>Platylas quadricornis</i>	(0 - 76)	(0-43)	(0-5)	0	0	(0-15)	(0-3)
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	(0 - 86)	(0-3)	0	(0-56)	(0-3)	0	0
<i>Euchlanis dilatata</i>	(0 - 43)	(0-6)	(0-5)	(0-2)	(0-3)	(0-7)	0
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	(0 - 6)	(0-563)	(0-12)	(0-233)	(0-266)	0	(0-1)
* <i>Ascomorpha sp.</i>	(0-463)	(0-73)	0	(0-233)	0	0	(0-86)
* <i>Lecane luna</i>	(0 - 113)	(0-5)	(0-65)	(0-19)	(0-88)	(0-243)	(0-5)
<i>Lecane (M) bulla bulla</i>	(0 - 146)	(0-6)	(0-33)	(0-13)	(0-44)	(0-5486)	(0-15)
<i>Lecane (M) hamata</i>	(0 - 86)	(0-6)	(0-23)	(0-126)	(0-6)	(0-7)	(0-6)
** <i>Lecane hastata</i>	(0-3)	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane (M) lunaris</i>	(0 - 436)	(0-13)	(0-167)	(0-83)	(0-88)	(0-23)	0
* <i>Lecane (M) stenroosi</i>	(0 - 56)	(0-3)	0	(0-83)	(0-88)	(0-3)	(0-3)
<i>Lecane flexilis</i>	(0 - 13)	(0-6)	(0-33)	(0-3)	(0-133)	(0-273)	(0-3)
<i>Lecane leontina</i>	(0 - 26)	(0-6)	(0-12)	(0-13)	(0-13)	(0-214)	(0-15)
<i>Lecane quadridentata</i>	(0 - 43)	0	0	0	(0-88)	0	0
<i>Colurella sp.</i>	(0 - 171)	(0-13)	(0-35)	(0-6)	(0-17)	(0-3)	(0-1)
<i>Lepadella patella</i>	(0 - 186)	(0-6)	(0-46)	(0-1)	(0-6)	(0-1)	(0-44)
<i>Cephalodella gibba</i>	(0 - 13)	0	(0-3)	(0-83)	(0-67)	(0-13)	(0-3)
** <i>Monommata cf. longiseta</i>	(0-43)	0	(0-6)	(0-6)	(0-7)	(0-3)	(0-1)
<i>Polyarthra cf. dolichoptera</i>	(0 - 3)	(0-266)	(0-12)	(0-93)	(0-311)	0	(0-3)
<i>Synchaeta pectinata</i>	(0 - 86)	(0-126)	(0-3)	(0-51)	0	0	0
<i>Synchaeta cf. oblonga</i>	(0 - 6)	(0-86)	0	(0-2)	0	(0-7)	0
* <i>Trichocerca pusilla</i>	0	(0-36)	(0-5)	(0-4)	0	0	0
<i>Trichocerca similis</i>	(0 - 13)	(0-476)	(0-31)	(0-33)	(0-488)	(0-130)	0
Ordem Flosculariaceae							
<i>Conochilus coenobasis</i>	(0 - 43)	(0-43)	0	0	0	0	0
<i>Hexarthra mira mira</i>	(0-43)	(0-13)	(0-5)	(0-17)	0	0	0
<i>Pompholyx complanata</i>	(0 - 43)	(0-11)	0	(0-115)	(0-133)	0	0
<i>Filinia longiseta</i>	(0 - 9)	(0-273)	(0-55)	(0-36)	(0-355)	0	0

Tabela XV. Densidade numérica (ind.m⁻³) dos grupos taxonômicos do zooplâncton nas 7 estações amostrais (EA) para o inverno. Foram apresentados somente os táxons \geq a 50% de frequência de ocorrência em pelo menos uma estação amostral, além das espécies indicadoras das estações amostrais e estações do ano. * = Espécies indicadoras específicas do inverno, ** = espécies indicadoras da estação EA1, *** = espécies indicadoras da estação EA2.

	(máx-min)						
	INVERNO						
	EA1	EA2	EA3	EA4	EA5	EA6	EA7
Filo Arthropoda							
Classe Branchiopoda							
Subclasse Phyllozoa							
Ordem Diplostraca							
<i>Bosmina longirostris</i>	(0-6)	(0-67)	(0-266)	(2-65)	(0-149)	(0-525)	(0-88)
<i>Daphnia cf. gessneri</i>	0	(0-66)	(0-33)	(0-7)	0	0	(0-88)
Classe Maxillozoa							
Subclasse Copepoda							
Ordem Calanoida							
*** <i>Notodiaptomus incompositus</i>	(0-17)	(8-1633)	(0-55)	(0-195)	(0-33)	0	(0-266)
Ordem Cyclopoida							
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	(0-22)	(0-15)	(0-83)	(0-2)	(0-533)	(0-3)	0
* <i>Eucyclops ensifer</i>	(0-413)	0	(0-16)	(0-86)	(0-183)	0	0
Filo Rotifera							
Classe Eurotatoria							
Subclasse Monogononta							
Ordem Ploima							
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	(0-23)	(0-1512)	(15-1566)	(0-153)	(16-333)	(0-375)	(0-266)
<i>Keratella americana</i>	(0-2)	(0-24)	(0-47)	(0-13)	(0-13)	(0-3)	(0-41)
<i>Keratella americana hispida</i>	(0-133)	(0-455)	(0-116)	(0-173)	(0-166)	(0-55)	(0-241)
<i>Keratella cochlearis</i>	(0-93)	(0-4316)	(0-1783)	(0-1452)	(1-833)	(0-33)	(2-177)
<i>Keratella cochlearis tecta</i>	(0-1)	(0-144)	(0-47)	(0-6)	(0-13)	(0-55)	(0-33)
<i>Keratella lenzi</i>	(0-22)	(0-175)	(0-166)	(0-346)	(0-349)	(0-222)	(0-286)
<i>Euchlanis dilatata</i>	(0-26)	(0-35)	(0-233)	(0-43)	(0-133)	(0-55)	(0-88)
<i>Lecane luna</i>	0	0	(0-16)	0	(0-16)	0	(0-88)
<i>Lecane (M) bulla bulla</i>	(0-13)	(0-8)	(16-55)	(0-22)	(0-66)	(0-111)	(0-8)
<i>Lecane (M) hamata</i>	(0-67)	(0-13)	(0-5)	0	(0-16)	(0-55)	(0-23)
** <i>Lecane hastata</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane (M) lunaris</i>	(0-23)	(0-66)	(0-116)	(0-22)	0	0	(0-266)
<i>Lecane flexilis</i>	(0-13)	(0-35)	(0-27)	0	(0-16)	0	0
* <i>Colurella obtusa</i>	(0-155)	(0-12)	(0-266)	(0-1)	(0-58)	0	(0-266)
<i>Colurella sp.</i>	(0-88)	(0-8)	(0-233)	(0-3)	(0-2)	(0-222)	(0-89)
<i>Lepadella patella</i>	(0-37)	(0-6)	(0-222)	(0-65)	(0-133)	(0-55)	(0-75)
<i>Cephalodella gibba</i>	(0-26)	(0-24)	(0-194)	(0-43)	(0-16)	(0-111)	(0-444)
** <i>Monommata cf. longiseta</i>	(0-44)	0	0	0	0	0	0
* <i>Mytilina mucronata mucronata</i>	0	(0-7)	(0-166)	(0-3)	(0-16)	0	0
* <i>Mytilina ventralis</i>	0	0	(0-13)	0	(0-32)	0	(0-11)
<i>Polyarthra vulgaris</i>	(0-13)	(0-432)	(0-166)	(0-2665)	(0-466)	(0-1777)	(0-413)
<i>Polyarthra cf. dolichoptera</i>	(0-26)	(0-85)	(0-53)	(0-182)	(0-466)	(0-1275)	(0-177)
* <i>Trichotria tectralis</i>	(0-3)	(0-33)	(0-173)	(0-2)	(0-66)	(0-25)	(0-8)
Ordem Flosculariaceae							
<i>Conochilus unicornis</i>	(0-3)	(0-1283)	(0-666)	(0-152)	(0-367)	0	(0-16)
<i>Pompholyx complanata</i>	0	(0-24)	(0-116)	(0-152)	(0-146)	(0-277)	(0-177)

Tabela XVI. Densidade numérica (ind.m⁻³) dos grupos taxonômicos do zooplâncton nas 7 estações amostrais (EA) para a primavera. Foram apresentados somente os táxons \geq a 50% de frequência de ocorrência em pelo menos uma estação amostral, além das espécies indicadoras das estações amostrais e estações do ano. * = Espécies indicadoras específicas da primavera, ** = espécies indicadoras da estação EA1, *** = espécies indicadoras da estação EA2.

	(máx-min)						
	PRIMAVERA						
	EA1	EA2	EA3	EA4	EA5	EA6	EA7
Filo Arthropoda							
Classe Branchiopoda							
Subclasse Phylopoda							
Ordem Diplostraca							
<i>*Acroperus harpae</i>	(0-23)	0	(0-13)	(0-3)	0	(0-6)	0
<i>Bosmina longirostris</i>	(0-196)	(1-1366)	(0-488)	(0-1166)	(0-583)	(1-67)	(0-266)
<i>Bosminopsis deitersi</i>	(0-7)	(0-43)	(0-98)	(0-53)	(0-66)	(0-3)	(0-6)
<i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>	(0-2)	(0-6)	0	(0-66)	(0-1)	0	0
<i>*Daphnia cf. gessneri</i>	(0-3)	(0-4916)	(0-133)	(0-166)	(0-42)	(0-6)	(0-66)
Classe Maxillopoda							
Subclasse Copepoda							
Ordem Calanoida							
<i>***Notodiaptomus incompositus</i>	(0-3)	(0-125)	(0-7)	(0-16)	(0-458)	(0-3)	(0-66)
Ordem Cyclopoida							
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	(0-2)	(0-25)	(0-1)	(0-6)	(0-133)	(0-3)	(0-6)
<i>*Acanthocyclops robustus</i>	0	(0-36)	(0-1)	(0-1)	(0-133)	0	(0-4)
<i>*Megacyclops viridis</i>	0	0	0	0	0	(0-3)	(0-3)
Filo Rotifera							
Classe Eurotatoria							
Subclasse Monogononta							
Ordem Ploima							
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	(3-245)	(15-28667)	(0-889)	(83-16333)	(0-66)	(0-166)	(0-1645)
<i>Keratella americana</i>	(0-16)	(0-14)	(0-12)	(0-16)	(0-12)	(0-166)	(0-42)
<i>Keratella americana hispida</i>	(0-54)	(0-416)	(0-67)	(0-573)	(0-134)	(0-2)	(0-137)
<i>Keratella cochlearis</i>	(0-96)	(0-916)	(0-222)	(0-1333)	(0-78)	(0-1566)	(0-416)
<i>Keratella cochlearis tecta</i>	(0-14)	(0-133)	(0-7)	(0-83)	(0-42)	0	(0-3)
<i>Keratella lenzi</i>	(0-7)	(0-667)	(0-166)	(0-146)	(0-42)	(0-8)	(0-66)
<i>Euchlanis dilatata</i>	(0-6)	(0-83)	(0-84)	(0-166)	(0-292)	(0-2)	(0-66)
<i>Lecane (M) bulla bulla</i>	(0-43)	(0-36)	(0-16)	(0-3)	(0-3)	(0-67)	0
<i>**Lecane hastata</i>	(0-43)	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane (M) lunaris</i>	(0-25)	(0-128)	(0-266)	(0-33)	(0-125)	(0-3)	(0-125)
<i>Colurella sp.</i>	(0-14)	(0-3)	(0-56)	0	(0-13)	(0-6)	(0-12)
<i>Lepadella patella</i>	(0-36)	(0-73)	(0-333)	0	(0-42)	(0-166)	(0-22)
<i>Cephalodella gibba</i>	(0-8)	0	(0-88)	(0-33)	(0-375)	(0-33)	(0-83)
<i>**Monommata cf. longiseta</i>	(0-14)	(0-3)	0	(0-3)	0	(0-3)	(0-25)
<i>Ploesoma truncatum</i>	(0-72)	(0-13)	0	(0-83)	0	(0-67)	0
<i>Polyarthra vulgaris</i>	(0-11)	(0-1916)	(0-98)	(0-43)	(0-641)	(0-29)	(0-141)
<i>Polyarthra cf. dolichoptera</i>	(0-216)	(0-73)	(0-33)	(0-126)	(0-134)	(0-134)	0
Ordem Flosculariaceae							
<i>Conochilus coenobasis</i>	(0-14)	(0-566)	(0-7)	(0-113)	(0-12)	0	0
<i>Conochilus unicornis</i>	0	(0-5166)	(0-16)	(0-133)	(0-6958)	(0-1)	0
<i>Pompholyx complanata</i>	(0-13)	(0-467)	(0-177)	(0-116)	(0-24)	(0-9)	(0-125)

Tabela XVII. Densidade numérica (ind.m⁻³) dos grupos taxonômicos do zooplâncton nas 7 estações amostrais (EA) para o verão. Foram apresentados somente os táxons \geq a 50% de frequência de ocorrência em pelo menos uma estação amostral, além das espécies indicadoras das estações amostrais e estações do ano. * = Espécies indicadoras específicas do verão, ** = espécies indicadoras da estação EA1.

	(máx-min) VERÃO						
	EA1	EA2	EA3	EA4	EA5	EA6	EA7
Filo Arthropoda							
Classe Branchiopoda							
Subclasse Phyllopoa							
Ordem Diplostraca							
<i>Bosmina longirostris</i>	(0-1)	(0-26)	(0-44)	(0-173)	(0-66)	0	0
<i>Bosminopsis deitersi</i>	(0-3)	(15-2334)	(0-88)	(0-875)	0	(0-18)	(0-43)
* <i>Ceriodaphnia cornuta rigaudi</i>	0	(0-133)	(0-88)	(0-433)	(0-133)	0	0
* <i>Moina minuta</i>	(0-1)	(0-267)	(0-66)	(0-88)	(0-66)	0	0
Filo Rotifera							
Classe Eurotatoria							
Subclasse Monogononta							
Ordem Ploima							
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	(0-3)	(0-3334)	(0-33)	(0-833)	0	(0-3)	0
* <i>Ascomorpha cf. ovalis</i>	0	0	(0-44)	(0-1)	0	0	0
* <i>Brachionus cf. urceolaris</i>	0	(0-17)	0	0	0	0	0
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	(0-66)	(0-467)	(0-155)	(0-1186)	(0-933)	(0-3)	(0-33)
<i>Keratella americana</i>	(0-133)	(0-248)	(0-44)	(0-33)	(0-52)	0	(0-33)
<i>Keratella cochlearis</i>	(0-6)	(0-58)	(0-133)	(0-193)	(0-3)	(0-47)	(0-33)
<i>Keratella tropica</i>	(0-866)	(0-17)	(0-133)	0	(0-26)	(0-6)	(0-16)
<i>Platyas quadricornis</i>	(0-6)	0	(0-136)	(0-16)	(0-133)	0	(0-42)
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	(0-166)	0	(0-146)	(0-66)	(0-66)	0	(0-21)
<i>Euchlanis dilatata</i>	(0-3)	0	(0-334)	(4-167)	(0-2)	0	(0-16)
* <i>Lecane (M) closterocerca</i>	(0-5)	0	(0-44)	0	(0-66)	(0-3)	(0-33)
<i>Lecane (M) bulla bulla</i>	(0-66)	(0-267)	(14-366)	(0-125)	(0-333)	(0-336)	(0-2)
<i>Lecane (M) lunaris</i>	(0-16)	(0-1)	(0-42)	(0-86)	(0-33)	(0-6)	(0-66)
<i>Colurella sp.</i>	(0-333)	(0-133)	(0-276)	(0-33)	0	(0-6)	(0-1)
<i>Lepadella patella</i>	(0-15)	(0-17)	(0-229)	(0-83)	(0-133)	(0-6)	(0-83)
<i>Cephalodella gibba</i>	(0-5)	(0-25)	(0-145)	(0-28)	(0-333)	0	(0-83)
** <i>Monommata cf. longiseta</i>	(0-133)	0	(0-6)	(0-33)	0	0	0
* <i>Macrochaethus collinsi</i>	0	(0-16)	(0-16)	0	0	0	0
<i>Mytilina sp.</i>	(0-66)	0	(0-22)	(0-2)	0	0	0
<i>Polyarthra vulgaris</i>	(0-37)	(0-525)	(0-66)	(0-1253)	(0-133)	(0-18)	(0-33)
<i>Polyarthra cf. dolichoptera</i>	(0-166)	(0-2267)	(0-933)	(0-746)	(0-333)	(0-13)	(0-21)
<i>Synchaeta oblonga</i>	0	(0-541)	(0-16)	(0-8)	0	0	0
<i>Trichocerca similis</i>	(0-166)	(0-233)	(0-111)	(0-64)	(0-133)	0	(0-33)
Ordem Flosculariaceae							
<i>Conochilus unicornis</i>	(0-66)	(0-116)	(0-42)	(0-33)	0	0	(0-4)
* <i>Filinia longiseta</i>	(0-166)	(0-2267)	(0-16)	(0-267)	(0-33)	(0-23)	(0-42)
* <i>Filinia opoliensis</i>	0	(0-6)	0	(0-66)	0	0	(0-24)
<i>Pompholyx complanata</i>	0	(0-53)	(0-44)	(0-66)	(0-66)	0	(0-33)
* <i>Testudinella sp.</i>	(0-166)	0	(0-25)	(0-8)	(0-52)	(0-6)	(0-5)

4. DISCUSSÃO

A predominância do filo Rotifera na maioria dos ambientes de águas continentais (rios, lagos, reservatórios e poças), é um padrão frequente para regiões tropicais (ROCHA *et. al.*, 1995). Esse fato pode ser atribuído ao ciclo de vida curto desses organismos com grandes taxas de reprodução e de crescimento, ovos de resistência, além de possuírem uma morfologia extremamente diversificada resultando no desenvolvimento de grandes populações transitórias, permitindo que muitas espécies possam habitar ambientes instáveis (PONTIN & LANGLEY, 1993).

Os ciclos de vida de organismos zooplânctônicos estão relacionados a fatores ambientais como, por exemplo, pH, oxigênio dissolvido, temperatura, fluxo da água entre outras variáveis (PARK & MARSHALL, 2000).

Nas estações amostrais EA1, EA2 e EA4 foram registrados os maiores valores do pH com 9,2 nas estações EA1 e EA2 e 10,3 na EA4. Nas estações EA3, EA5 e EA7 o pH variou de 6,1 a 8,4 (Tab. VIII). Na EA1 o valor do pH elevado pode ter sido influenciado por maiores taxas de fotossíntese no ecossistema, e segundo WETZEL (2001), as atividades fotossintéticas tendem a deixar o pH da água alcalino em decorrência da diminuição das concentrações de gás carbônico. Os valores alcalinos nas estações EA2 e EA4 podem ter ocorrido com a ação resultante do despejo de calcário da cimenteira localizada na região da bacia hidrográfica. Ao contrário das anteriores, a estação EA6 apresentou os menores valores de pH entre 3,8 a 7,4. Esta estação amostral recebe diretamente os efluentes da mineração de carvão (FARIAS, 2014).

O maior valor de ferro dissolvido ($2,68 \text{ mg.L}^{-1}$) foi encontrado na estação EA6 (Tab. VIII). A oxidação de ferro ferroso (Fe^{+2}) para a forma férrica (Fe^{+3}) é um problema particular em leitos afetados por efluentes de mineração, normalmente dá origem à precipitação de uma camada de cor alaranjada, (geralmente denominado

"ocre") sobre os leitos. Uma espessa camada de ocre sobre um leito pode eliminar algas bentônicas e invertebrados bentônicos, como consequência diminuição de recursos alimentares para o zooplâncton (YOUNGER & WOLKERSDORFER, 2004). Além disso, a EA6 apresentou 6 unidades amostrais com diversidade de espécies de zooplâncton abaixo do que esperaríamos encontrar no local.

Já a temperatura altera a solubilidade dos gases e a cinética das reações químicas, fazendo com que a relação dos poluentes com o ambiente seja bastante influenciada por sua variação em ecossistemas aquáticos (BRAGA, 2005). Desta forma, a fisiologia do zooplâncton sofre a influência da temperatura e de maneira especial, o desenvolvimento da população de rotíferos é limitado pelo efeito combinado da concentração de oxigênio dissolvido e temperatura (MIKSHI, 1989). Consequentemente, a temperatura da água tem impacto sobre o comportamento e a sobrevivência da fauna aquática, influenciando na ocorrência de muitas espécies (FRAZIER *et al.*, 2005). Segundo os resultados do GLM, a temperatura apresentou valores negativos de distribuição ($t = -1,587$) para a abundância e ($z = -1,602$) para a riqueza e valor de $p = 0,1$ ambos para a riqueza e abundância (Tab. IX) e (Tab. X). De acordo com os resultados encontrados neste estudo, a diminuição na temperatura pode ter influência no aumento da riqueza e abundância de espécies. Entretanto, ORSI & MECUM (1986) relatam maiores valores da abundância de zooplâncton em corpos hídricos com temperaturas mais elevadas em rios da Califórnia. Uma possível explicação para o aumento da abundância e riqueza de espécies em temperaturas mais baixas, podem ser relacionados a efeitos de diluição, com a entrada de novas espécies no ambiente, e também devido a uma possível diminuição na competição nessas condições (BORGES & PEDROZO, 2009).

Entretanto a estação amostral EA3 apresentou os menores valores de temperatura, 8°C para o inverno e 28°C para o verão e a estação amostral EA6 as

maiores temperaturas no inverno 12°C e 30,2°C no verão (Tab. VIII). Na estação amostral EA3 localiza-se uma ponte que atravessa o canal fluvial provocando diminuição de incidência luminosa e também alteração no fluxo hidrológico. Já a estação EA6 de acordo com FARIAS (2014) é um riacho assoreado por rejeitos da mineração de carvão com baixa qualidade de zona ripária que resulta em uma área mais aberta à incidência de radiação solar e consequente aquecimento da água.

Segundo SILVA *et al.* (2008), em ambientes de água corrente as concentrações de oxigênio dissolvido são determinadas por condições ambientais e climáticas, refletindo nos processos biológicos e químicos dominantes dentro dos ecossistemas aquáticos. Águas com valores de oxigênio dissolvido acima de 8,0 mgL⁻¹ são consideradas de boa qualidade, valores entre 6,5 e 8,0 mgL⁻¹ levemente poluídas entre 4,5 e 6,5 mgL⁻¹ moderadamente poluídas. Os valores registrados para o oxigênio dissolvido demonstram que houve interferência da sazonalidade nos resultados. No verão, as estações amostrais apresentaram valores de oxigênio dissolvido entre 1,1 e 9,6 mg.L⁻¹ e no inverno a variação ocorreu entre 6,0 e 11,5 mg.L⁻¹ (Tab. VIII). A saturação do oxigênio dissolvido em ambientes lóticos é uma função decrescente da temperatura. Os corpos hídricos em contato com a radiação solar têm a sua temperatura aumentada, deixando todas as suas moléculas, inclusive as dos gases dissolvidos, mais agitadas, facilitando a dissipação e, conseqüentemente, dificultando a dissolução de um gás dentro deles (STEEL, 1966).

O aumento da turbidez é causado quando cargas pesadas de sedimentos em suspensão que vão para os cursos d'água (MACDONALD *et al.*, 1991). Este aumento diminui a penetração da luz, que afeta diretamente os produtores primários em ecossistemas aquáticos, o perifíton e algas, pela inibição da fotossíntese. Ao fazê-lo, reduz a disponibilidade de alimento para a comunidade de micro e macroinvertebrados,

e para a população de peixes que se alimenta destes animais (MACDONALD *et al.*, 1991). Os maiores valores de turbidez dentre as sete estações amostrais foram encontrados na estação amostral EA4 com valor mínimo de 6,24 (NTU) e valor máximo de 59,8 (NTU) e na estação amostral EA7 com valor mínimo de 7,31 (NTU) e 57,5 (NTU) (Tab. VIII). A estação amostral EA4 sofre influência do represamento da usina termelétrica e dos efluentes da mineração de calcário que em conjunto podem estar causando esses valores mais acentuados da turbidez. A estação amostral EA7 apresenta uma das maiores áreas entre as outras estações amostrais, foi considerada a foz neste estudo, estando localizada no rio principal, o Arroio Candiota. Em sua área ocorre a prática da pecuária e de acordo com FARIAS (2014), em Candiota, ambientes com pecuária apresentaram perda de extratos arbustivos e herbáceos, assim como pisoteamento e conseqüentemente desmoronamento das margens levando esse material para os rios, o que também pode ocasionar a destruição dos refúgios de espécies do zooplâncton que encontram-se em macrófitas na zona litorânea (LAURIDSEN & LODGE, 1996).

Das 161 unidades amostrais realizadas ao longo do estudo, 127 ainda apresentaram valores positivos de diversidade e distinção taxonômica mesmo com os diversos usos do solo na região da bacia hidrográfica do Arroio Candiota. A estação que mais apresentou valores negativos, 8 no total foi a estação amostral EA1 (Tab. XII), considerada o local de referência do estudo, pois a região não sofre interferência direta da mineração de carvão e calcário, mas no decorrer da pesquisa, as observações em campo demonstraram que este local sofre a dessedentação de animais e a influência da urbanização do seu entorno. Portanto, é possível que esta seja a principal influência para esses valores negativos do cálculo da diversidade de espécies.

Para RAND *et al.* (*in* RAND, 1995), uma espécie não possui a capacidade para sobreviver em um ambiente onde os requisitos físicos e químicos sejam limitantes.

Portanto, a presença de uma determinada espécie no hábitat indica que as suas condições e recursos estão de acordo com suas necessidades. A estação amostral EA1 ainda preserva uma vegetação aquática de qualidade apresentando um bom refúgio para animais bentônicos. As espécies *Monommata. cf. longiseta* e *Lecane astata* consideradas indicadoras específicas desta estação amostral conforme a ISA, são relacionadas aos bentos e ao perifíton (POURRIOT, 1977, ALMEIDA *et. al.*, 2009).

A estação amostral EA2 sofre fortemente a influência da abertura das comportas da represa que provoca o carreamento de matéria orgânica e sólidos suspensos para o Arroio Candiota. Juntamente com a matéria orgânica e os sólidos suspensos, espécies verdadeiramente planctônicas também são levadas rio abaixo, juntamente com o aumento do fluxo hidrológico da região. Isto explica a importância das espécies indicadoras como *Notodiatomus incompositus*, *Conochilus coenobasis*, *Ascomorpha ecaudis*, *Synchaeta pectinata* e *Hexarthra mira mira*, que são consideradas planctônicas, muitas de hábito raptorial, alimentando-se de algas e protozoários, além de detritos orgânicos (POURRIOT, 1977), ocorrerem nesta estação amostral.

Trichotria tectralis, *Colurella obtusa*, *Mytilina mucronata mucronata*, *Mytilina ventralis* e *Encyclops ensifer* foram consideradas indicadoras específicas de inverno conforme a ISA. O pH da água é afetado diretamente pela variação da temperatura, menores temperaturas podem gerar maiores valores de pH. OLIVEIRA (2008) encontrou em riachos da microbacia do Rio São Francisco Verdadeiro, PR, valores mais alcalinos de pH no inverno e outono. Na bacia hidrográfica do Arroio Candiota a variação dos valores de pH no inverno oscilaram entre 6,4 a 10,5, com exceção da estação amostral EA6. YONGTING & HENDRIK (2014) coletaram o gênero *Mytilina* em lagoas de águas alcalinas na China e listaram 49 espécies que coexistiam com o gênero dentre elas *T.*

tectralis e *C. obtusa*. SANTOS (1997) em seu trabalho na região de Campinas coletou *E. ensifer* em águas com pH entre 6,5 e 8,5.

Já o grau de turbidez diminui no período de águas baixas, levando a maior incidência de macrófitas submersas que servem de hábitat para espécies de vegetações marginais como *Lecane* e *Trichocerca* (KOFOID, 1908; GREEN, 1960; JEPPESEN, *et. al.*, 1998). Uma agregação de plantas aquáticas cria condições favoráveis para esconderijo, constituindo um refúgio (SCHRIVER *et al.*, 1995; PHILLIPS *et al.*, 1996; MAZZEO *et al.*, 2003). A ISA encontrou as espécies *L. luna*, *T. pusilla*, *L. (M) stenroosi*, *Ascomorpha* sp. e *Brachionus bidentata bidentata* como indicadoras para o outono. O gênero *Brachionus* possui ampla distribuição e o predomínio de espécies das famílias Brachionidae, Lecanidae e Trichocercidae tem sido ressaltado em rios e lagos tropicais (PAGGI & JOSÉ de PAGGI, 1990; SERAFIM-JÚNIOR *et. al.*, 2003).

A primavera é a época de águas altas com maior fluxo hídrico e sólidos suspensos. As espécies classificadas como indicadoras da primavera *Daphnia* cf. *gessneri*, *Acroperus harpae*, *Megacyclops viridis* e *Acanthocyclops robustus* apresentam no geral corpo maior (classe de tamanho C4) (MONTU & GOEDEN, 1986), e conseqüentemente melhor capacidade de locomoção no plâncton com águas altas do que rotíferos.

Moina minuta, *Ceriodaphnia cornuta rigaudi*, *Testudinella* sp., *Lecane (M) closterocerca*, *Filinia longiseta*, *F. opoliensis*, *Brachionus* cf. *urceolaris*, *Ascomorpha* cf. *ovalis* e *Macrochaetus collinsi* foram classificadas como indicadoras específicas do verão conforme a ISA. De acordo com o hábito alimentar, estas espécies são classificadas como “filtradoras” com exceção de *Ascomorpha* sp. que possui hábito “raptorial” (POURRIOT, 1977). No verão, ocorre um período pleno de estiagem resultando em águas mais baixas e maior floração de micro e macro algas. As espécies

indicadoras do verão possuem classes de tamanhos pequenos entre “C1” e “C2” com ressalva à *M. minuta* que possui tamanho “C3”.

M. minuta e *Ceriodaphnia cornuta rigaudi* desempenham um papel de consumidor primário, sendo a maioria dos cladóceros herbívoros (FERRAO-FILHO & ARCIFA, 2006). *Testudinella* sp. e *Lecane (M). closterocerca* não são consideradas espécies planctônicas, utilizam a vegetação aquática como hábitat. *Filinia longiseta* e algumas espécies de *Brachionus* ocorrem em ambientes eutrofizados, pois conseguem desenvolver grandes populações com florações de algas Cyanophyceae e déficit de oxigênio (SLÁDECEK, 1983). EJSMONT & KARABIN (2001) em seu trabalho com corpos hídricos em Poznań, encontraram *F. longiseta* e *Ascomorpha ovalis* apenas no verão, *Testudinella* sp., *L. (M). closterocerca* com maior incidência no verão e *Brachionus urceolaris* no verão e primavera.

De acordo a ITA a classe de tamanho “C4” com os táxons *D. cf. gessneri*, *N. incompositus*, *A. robustus*, *A. vernalis*, *E. cf. solitarius*, *E. ensifer*, *H. ater*, *M. viridis* e *A. priodonta*, tiveram maior incidência no inverno e primavera pois são as épocas de maior fluxo hídrico. Exceto *D. cf. gessneri* que possui hábito alimentar “filtrador, as demais espécies são “raptorais”. Segundo POURRIOT (1977), formas grandes são capazes de ingerir presas grandes ou algas grandes.

Segundo a ITA, o atributo de hábito alimentar “coletores e raspadores” foi indicador das estações amostrais EA1 e EA3 com as espécies representantes *A. cf. davidi*, *A. harpae*, *C. australis*, *I. spinifer* e *M. triserialis*. Estas espécies não são planctônicas e estabelecem como refúgio de predadores a região litorânea e bentônica. As estações amostrais EA1 e EA3 ainda possuem boa qualidade de vegetação ripária, mesmo com os usos da pecuária local (FARIAS, 2014). Macrófitas são importantes na estruturação de comunidades do zooplâncton atuando como substratos, provendo

recursos alimentares na forma de vários componentes do perifíton e influenciando nas interações entre predadores e presas (DUGGAN *et. al.*, 2001).

Os resultados mostraram que a maioria do território da bacia hidrográfica do Arroio Candiota ainda é composta por vegetação natural mesmo sofrendo a interferência de diversos usos do solo. A qualidade dos riachos é de fato mais influenciada pelas características naturais de relevo e de rede de drenagem, com exceção dos riachos que recebem diretamente efluentes da mineração de carvão.

5 CONCLUSÃO

- As variáveis físicas e químicas da água não parecem ter influenciado a riqueza e abundância de espécies do zooplâncton nas estações amostrais avaliadas, uma vez que não foi possível observar um gradiente de aumento ou decréscimo da riqueza e abundância das espécies ao longo do tempo.
- Mesmo com a influência antrópica que existe na região, a diversidade de espécies parece não ter sido afetada na maioria das estações amostrais avaliadas ao longo tempo o que demonstra que as espécies encontradas no estudo apresentaram grande plasticidade ao ambiente.
- As espécies indicadoras mostraram que existe relação entre a espécie e o tipo de ambiente na qual elas vivem, sendo que algumas espécies podem apresentar preferência por determinadas épocas e características do hábitat, como por exemplo, um tipo específico de substrato.
- Alguns atributos funcionais selecionados nas análises demonstraram ser mais adequados para as adversidades durante certas estações do ano e também relacionados a uma dieta apropriada para o hábitat em que se encontram.
- Por fim, o presente estudo, será uma base para futuras investigações da comunidade aquática, tanto para melhor compreensão da ecologia e composição do zooplâncton em ambientes lóticos, como para contribuir para o desenvolvimento de propostas de manejo e planejamento que busquem conciliar a preservação e a utilização deste recurso hídrico para o consumo humano.

6 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à UFRGS e a Comissão de Aperfeiçoamento de Pessoal do Nível Superior (Capes), pela bolsa de mestrado para o estudante André Pereira Teixeira Fernandes.

7 REFERÊNCIAS:

ABNT, 1987. NBR 9898/87, Preservação e Técnicas de Amostragem de Efluentes Líquidos e Corpos Receptores.

ABNT, 1992. NBR 12772, Água – Determinação de Fósforo.

ABNT, 1997. NBR 13798, Água – Determinação de Cor, Método de comparação visual.

ABNT, 1998. NBR 10560, Água – Determinação de Nitrogênio Amoniacal, Método de Nesslerização, Fenato e Titulométrico.

ABNT, 1999. NBR 14339, Água – Determinação de pH – Método Eletrométrico.

ABNT, 1999. NBR 14340, Água – Determinação da condutividade e da resistividade elétrica.

ABNT, 2005. NBR 13373/05, Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica - Método de ensaio com *Ceriodaphnia* spp (Crustacea, Cladocera).

ALLAN J. D. Life history patterns in zooplankton. **American Naturalist**. 1976;110:165-80.

ALMEIDA, V. L. S., DANTAS, Ê. W., MELO-JÚNIOR, M., BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. AND MOURA, A. N. Zooplanktonic community of six reservoirs in northeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 2009, 69(1), 57-65.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater. Washington, 2005, 21th ed.**

ANDERSSON, G., BERGGREN, H. & HAMRIN, S., 1975 . Lake Trummen restoration project. III . Zooplankton, macrobenthos and fish. Verh . int . Ver . **Limnol** . 19: 1097-1106.

BADY P., DOLÉDEC S., FESL C., GAYRAUD S. & BACCHI, M. 2005. Use of invertebrate traits for the biomonitoring of European large rivers: the effects of sampling effort on genus richness and functional diversity. **Freshwater Biology**, 50, 169–173.

BARNETT A. J. & BEISNER B. E. 2007. Zooplankton biodiversity and lake trophic state: explanations invoking resource abundance and distribution. **Ecology**, 88: 1675-1686.

BARNETT, A. J., K. FINLAY & B. BEISNER. 2007. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a traitbased classification. *Freshwat. Biol.*, 52: 796-813.

BERZINS, B., B. PEJLER. 1989a. Rotifer occurrence and trophic degree. **Hydrobiologia**, 182: 171-180.

BRAGA, B., HESPANHOL, I., CONEJO, J.G.L., MIERZWA, J.C., BARROS, M.T.L., VERAS, M., PORTO, M., , NUCCI, N., NUCCI, JULIANO, N. E EIGER, S., (2005). **Introdução à engenharia ambiental**. 2.ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall.

BONECKER, C. C., LANSAC-TÔHA., F. A. & ROSSA, D. C., 1998A, Planktonic and non-planktonic rotifers in two environments of the Upper Paraná River floodplain, State of Mato Grosso do Sul, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 41(4): 447-456.

BORGES, M. G., & PEDROZO, C. S. 2009. Zooplankton (Cladocera, Copepoda and Rotifera) richness, diversity and abundance variations in the Jacuí Delta, RS, Brazil, in response to the fluviometric level. **Acta Limnol. Bras**, 21(1), 101-110.

CAMARGO, M. Z. A. 2004. Comunidade íctica e suas interrelações tróficas como indicadores de integridade biológica na área de influência do projeto hidrelétrico Belo Monte, Rio Xingu. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal do Pará, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. 167p.

CASTRO, B. B., ANTUNES, S. C., PEREIRA, R., SOARES, A. M. V. M., GONÇALVES, F. 2005. Rotifer community structure in three shallow lakes: seasonal fluctuations and explanatory factors. **Hydrobiologia** 543: 221-232.

CIENTEC, CEEE. 1989. Estudo de Impacto Ambiental – **Relatório de Impacto Ambiental da Usina Termelétrica Candiota III**.

DAJOZ, R. 1978. **Ecologia Geral**. Petrópolis, Vozes. 472p.

DÍAZ, S. & M. CABIDO. 2001. Vival diversity: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends Ecol. Evol.**, 16: 646-655.

DILLS, G., ROGERS, D. T. 1974. Macroinvertebrate community structure as an indicator of acid mine pollution. **Environ. Pollut.** 6:239-202.

DUFRENE, M. ; LEGENDRE, p. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, 67: 345 – 366.

DUGGAN, I. C., GREEN, J. D., THOMPSON, K. & SHIEL, R. J. 2001. The influence of macrophytes on the spatial distribution of littoral rotifers. **Freshwater. Biology**, 46: 777-786.

EGER, P. M. 2012. **Análise da dinâmica da paisagem a partir da vegetação na bacia hidrográfica do Arroio Candiota – RS**. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós – Graduação em avaliação de impactos ambientais em mineração - Unilassale). Canoas.

EJSMONT-KARABIN, J. K., KARABIN, J. E., & KIPPEN, N. K. 2001. Urban rotifers: structure and densities of rotifer communities in water bodies of the Poznań agglomeration area (Western Poland). **Hydrobiologia** 446/447: 165-171.

EPP, L. S., K. R. STOOFF, M. H. TRAUTH & R. TIEDEMANN. 2010. Historical genetics on a sediment core from a Kenyan lake: intraspecific genotype turnover in a tropical rotifer is related to past environmental changes. **J. Paleolimnol.**, 43: 939-954.

ESTEVEZ, F. A. 1998. **Fundamentos de limnologia**. 2.ed. Rio de Janeiro, Interciência, 602p.

FARIAS, R. N. 2014. **Influência das atividades antrópicas, em escala de bacia hidrográfica, sobre a condição do hábitat, em escala de trecho de riacho, em uma bacia hidrográfica sob intensa pressão antrópica**. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós – Graduação em Ecologia - UFRGS). Porto Alegre.

FERRAO-FILHO A. S. & ARCIFA M. S. 2006. Growth responses of tropical cladocerans to seston from Lake Monte Alegre (Brazil) supplemented with phosphorus, fatty acids, a green algae and a cyanobacterium. **Hydrobiologia**, vol. 563, no. 1, pp. 155-165, 2006.

FIEDLER, H. D., SOLARI, J. 1988. Caracterização do impacto ambiental da mina de Candiota sobre as águas superficiais da região. **XIII ENCONTRO DE TRATAMENTO DE MINÉRIOS E HIDROMETALURGIA**. Anais. São Paulo, v.13, p.483-498.

FIEDLER, H. D., MARTINS, A. F., SOLARI, J. 1990. Meio ambiente e complexos carboelétricos: o caso de Candiota. **Ciência Hoje**, v.12, n.68, p.38-45.

FRAZIER J.W., K.B. ROBY, J.A. BOBERG, K. KENFIELD, J.B. REINER, D.L. AZUMA, J.L. FURNISH, B.P. STAAB & S.L. GRANT. 2005. **Stream Condition Inventory Technical Guide**. United States Department of Agriculture. Forest Service, Pacific Southwest Region – Ecosystem Conservation Staff.

FÖRSTNER, U. & WITTMANN, G. T. W. 1979: Metal pollution in the aquatic environment. – **Springer** – Verlag, Berlin.

GASCA, R.; SEGURA, P. L.; SUÀREZ, E. 1996. El zooplancton marino. *In*: R. Gasca; E. Suàrez. **Introducciónal estudio del zooplancton marino**. México: ECOSUR/CONACYT. 711p.

GERGEL, S. E.; TURNER, M. G.; MILLER, J. R.; MELLACK, STANLEY, E. H. 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. **Aquatic Sciences**, **64**: 118 – 128.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, ano 2, n. 1. 2003.

GREEN, J. 1960. Zooplankton of the river Sokoto. The Rotifera. **Proc. Zoo. Soc. Lond.** **135**: 491-523.

GUERRA, T.; FERRARO, L. W. 2004. Caracterização geral da região de Candiota. *In*: Teixeira, E. B. C.; Pires, M. J. R. (coords). **Estudos Ambientais em Candiota: carvão e seus impactos**. Porto Alegre. FEPAM/FINEP/PDACT/CIAMB/FAPERGS, (Cadernos de planejamento e gestão ambiental, nº 02). p. 17-27.

HASENACK, H.; J. L. P. CORDEIRO, (org.). 2006. **Mapeamento da cobertura vegetal do Bioma Pampa**. Porto Alegre, UFRGS Centro de Ecologia. 30 p. (Relatório técnico Ministério do Meio Ambiente: Secretaria de Biodiversidade e Florestas no âmbito do mapeamento da cobertura vegetal dos biomas brasileiros).

HODGSON G. 1994. The environmental impact of marine dredging in Hong Kong. **Coastal Management in Tropical Asia**, **2**: 1-8

HOOPER D. U.; VITOUSEK, P. M. 1997. Effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. **Science**, **277**, 1302–1305.

IKUTA K.; KITAMURA S. (1995) Effects of low pH exposure of adult salmonids on gametogenesis and embryo development. **Water, Air and Soil Pollution**, **85**: 327—332

JEPPESEN, E., SONDERGAARD, M., CHRISTOFFERSEN, K. 1998. The structuring role of submerged macrophytes in lakes. **Springer Verlag**: 423p.

KOFOID, C. A. 1908. The Plankton of Illinois River, 1889-1899. Part II. Constituent organisms and their seasonal distribution. Bull III. State Lab. **Hist.** 8: 1-361.

KOSTE, W. **Rotatoria; Die Rädertiere Mitteleuropas Ein Bestimmungswerk Begründet von Max Voigt. Uberordnung monogononta, 2.** Aul. Berlin: Gebrüder Borntraeger. 1978. 637p.

LAIR, N. 2006. A review of regulation mechanisms of metazoan plankton in riverine ecosystems: aquatic habitat versus biota. **River Research and Applications**, v.22, p. 567-593.

LANSAC-TÔHA, F. A., BONECKER C. C., VELHO L. F. M. 2004. Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. In: Thomaz SM, Agostinho AA, Hahn NS, editores. The upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation. **The Netherlands: Leiden**; 2004. p. 145-90.

LAURIDSEN T. L. & LODGE D. M. 1996. Avoidance by *Daphnia magna* of fish and macrophytes: chemical cues and predator-mediated use of macrophyte habitat. **Limnol. Oceanogr.** 41: 794–798.

LIVINGSTONE, D. A. 1963: Chemical composition of rivers and lakes. – In: Fleischer, M. (Ed.), Data of **Geo-chemistry**. 6 ed., **U. S. Geol. Surv. Prof. Paper** 440-G. 489 pp.

MACDONALD L. H; SMART A. H; WISSMAR R. C. 1991. Monitoring guidelines to evaluate effects of forestry activities on streams in the Pacific Northwest and Alaska. Edward Brothers Press, **Ann Arbor**, MI.

MACHADO, J. L. F. 1985. Mineração de carvão: contaminação e vulnerabilidade dos mananciais. **II SIMPÓSIO SUL-BRASILEIRO DE GEOLOGIA**, Anais. Florianópolis, v.1, p.539-553.

MARTINS, A. F., ZANELLA, R. 1987. Análise de águas de superfície e de profundidade da região de Candiota, RS: determinação da concentração de elementos traços de

relevância ambiental, elementos menores e macroelementos. **II CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA**, Anais. Porto Alegre, v.2, p.217-223.

MARTINS, A.F., ZANELLA, R. 1990. Estudo analítico-ambiental na região carboenergética de Candiota, Bagé (RS). **Ciência e Cultura**, v.42, n.3/4, p.264-270.

MATSUMURA-TUNDISI T. 1999. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In: Henry R, editor. Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: **Fapesp/Fundibio**; p. 39-54.

MAZZEO, N., RODRIGUEZ-GALLEÇO, C. RNEK, M. MEERHOFF, J. GORGA, C. LAZEROT, F. QUINTANS, M. LOUREIO, D. LARREA & F. GARCÍA RODRÍGUEZ, 2003. Effect of *Egeria densa* Planck. beds on a shallow lake without piscivorous fish. **Hydrobiologia** 506–509: 591–602.

MCGEOCH, M.A.; CHOWN, S. L. 1998. Scaling up the value of bioindicators. **Trends in Ecology & Evolution**, 13: 46 – 47

MCGILL, B. J., B. J. ENQUIST, E. WEIHER & M. WESTOBY. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends Ecol. Evol.**, 21: 178-185.

MIKSHI, E. (1989) Rotifer distributions in relation to temperature and oxygen content. **Hydrobiologia** 186/187: 209-214.

MONTU, M.; GOEDEN, I. M. **Atlas dos Cladocera e Copepoda (Crustacea) do estuário da Lagoa dos Patos (Rio Grande, Brasil) Nerítica, Pontal do Sul, PR 1(2):1-134, 1986.**

MOSS, B., HERING, D., GREEN, A.J., ADOUD, A., BE´CARES, E., BEKLOGˇLU, M., BENNION, H., BOIX, D., BRUCET, S., CARVALHO, L., CLEMENT, B., DAVIDSON, T., DECLERCK, S., DOBSON, M., VAN DONK, E., DUDLEY, B., FEUCHTMAYR, H., FRIBERG, N., GRENOUILLET, G., HERING, D., HILLEBRAND, H., HOBAEK, A., IRVINE, K., JEPPESEN, E., JOHNSON, R., JONES, I., KERNAN, M., LAURIDSEN, T., MANCA, M., MEERHOFF, M., OLAFSON, J., ORMEROD, S., PAPASTERGIADOU, E., PENNING, E., PTACNIK, R., QUINTANA, X., SANDIN, L., SEFERLIS, M.,

SIMPSON, G., TRIGAL, C., VERDONSCHOT, P., VERSCHOOR, A., WEYHENMEYER, G., 2009. Climate change and the future of freshwater biodiversity in Europe: a primer for policy-makers. **Freshwater Reviews**, **2**: 103-130.

MUKHOPADHYAY, S. K., A. CHATTERJEE, R. GUPTA & B. CHATTOPADHYAY. 2000. Rotiferan community structure of a tannery effluent stabilization pond in east Calcutta wetland ecosystem. **Chem. Env. Res.**, **9 (1 & 2)**: 85-91.

- NIJBOER, R. C., JHONSON, R. K., VERDONSCHOT, P. F. M., SOMMERHÄUSER, M., BUFFAGNI, A. 2004. Establishing reference conditions for European streams. **Hydrobiologia** **516**: 91–105.

OLIVEIRA, L. C. O., GOMES B. M., BAUMGARTNER, G., SEBASTIEN, N. Y. 2008. Variação espacial e temporal dos fatores limnológicos em riachos da microbacia do Rio São Francisco Verdadeiro. **Eng. Agríc., Jaboticabal**, **v.28, n.4**, p.770-781.

ORCIARI, R. D. & W. D. HUMMON. 1975. A comparison of benthic oligochaete populations in acid and neutral lentic environments in southeastern Ohio. **Ohio J. Sci.** **77**:44-49.

ORSI, J. J., MECUM, W. L. 1986. Zooplankton distribution and abundance in the Sacramento-San Joaquin Delta in relation to certain environmental factors. **Estuaries** **9.4**. 326-339.

ORTIZ, L. S., ALVES, M., STRECK, C. D., TEIXEIRA, E. C. 1999. Proposal Study of the Water Quality Resources in the Hydrographic Basin of Candiota Stream, RS, Brazil. **3RD International Symposium Environmental Geochemistry in Tropical Countries**. Anais. Nova Friburgo, Brazil.

PAGGI, J. C. & JOSÉ DE PAGGI, S. 1990. Zooplâncton de ambientes lóticos e lênticos do Rio Paraná médio. **Acta Limnológica Brasiliensia** **3**:685-719.

PARK, G. S.; MARSHALL, H. G. 2000. The trophic contributions of rotifers in tidal freshwater and estuarine habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **51**: 729- 742.

PATALAS, K., 1954. Pelagic crustacean complexes of 28 Pommeranian lakes. **Ekol. pol.** **2**: 61-92. (Polish, with English summary).

PEJLER, B., 1965. Regional-ecological studies of Swedish freshwater zooplankton. **Zool. Bidr. Upps.** **36**: 407-515.

PHILLIPS, G. L., M. R. PERROW & H. STANSFIELD, 1996. Manipulating the fish- zooplankton interaction in shallow lakes: a tool for restoration. In Greenstreet, S. P. R. & M. L. Tasker (eds), *Aquatic Predators and their Prey*. **Blackwell Scientific Publications Ltd.**, Oxford, England: 174–183.

PONTIN, R. M.; LANGLEY, J. M. 1993. The use of rotifers communities to provide a preliminary national classification of small water bodies in England. **Hydrobiology**. **v. 255/256**, p. 411-419.

POURRIOT, R. 1977. Food and feeding habits of Rotifera. **Hydrobiology**. **8**:243-260.

RAND, G. M., WELLS P. G., MC CARTY L. S., 1995. Introduction to aquatic toxicology. In: rand g. m. (Ed.), **Fundamentals of Aquatic Toxicology**, 2nd edn. Taylor & Francis, New York, pp. 3-67.

REYNOLDS, C. S., V. HUSZAR, C. KRUK, L. NASELLI-FLORES, MELO, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **J. Plankton Res.**, **24**: 417-428.

RICHARDS, C.; JOHNSON, L. B. & HOST, G. E. 1996. Landscape-influences on stream habitats and biota. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. **53** (supplem. 1): 295-311.

ROCHA, O., SENDACZ, S., MATSUMURA-TUNDISI T. 1995. Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs of Brazil. *In*: Tundisi JG, Bicudo CEM, matsumura-tundisi t. editors. **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL. p. 151-165.

ROTH, N. E.; ALLAN, J. D.; ERICKSON, D. L. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. **Landscape Ecology**, **11**: 141–56.

RUTTNER-KOLISKO, A. 1974. Plankton rotifers. Biology and Taxonomy. **Die Binnengewässer**. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, supplementary edition, v.XXVI, part 1. 146p.

SANTOS, L. U. D. 1997. Survey of cyclopids (Crustacea, Copepoda) in Brazil and preliminary screening of their potential as dengue vector predators. **Rev. Saúde Pública**, **31**(3): 221-6, 1997.

SARMA, S. S. S. 1996. Some relationships between size structure and fertility of rotifer populations. In: B.L. Kaul (Ed.). *Advances in Fish Wildlife Ecology and Biology*. **Daya Publishing House, Delhi**, **1**: 37-50.

SASSI, R. 1991. Phytoplankton and environmental factors in the Paraíba do Norte river estuary, northeastern Brazil: composition, distribution and qualitative remarks. **Boletim do Instituto Oceanográfico** **39**: 93-115.

SCHRIVER, P. J., E. BØGESTRAND, E. JEPPESEN & M. SØNDERGAARD, 1995. Impact of submerged macrophytes on fish–zooplankton– phytoplankton interactions: large scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. **Freshwat. Biol.** **33**: 255–270.

SERAFIM-JÚNIOR, M.; BONECKER, C. C.; ROSSA, D. C. & TÔHA, F. A. L. 2003. Rotifers of the upper Paraná River floodplain: additions to the ckecklist. **Brazilian Journal of Biology** **63**(2):207- 212.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. 1965. An analysis of variance test for normality (complete sample). **Biometrika, Great Britain**, v. **52**, n. **3**, p. 591-611.

SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V. (2008). Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Acta Amazônica** vol.38 no.4 Manaus, pp. 733-742.

- SLÁDECK, V. 1983. Rotifers as indicators of water quality. **Hydrobiologia** **100**:169-201.
- SPONSELLER, R. A.; BENFIELD, E. F.; VALETT, H. M. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. **Freshwater Biology**, **46**: 1409 – 1424.
- STATZNER B., BIS B., DOLE´DEC S. & USSEGLIO-POLATERA P. 2001. Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. **Basic and Applied Ecology**, **2**, 73–85
- STEEL, E. W. 1966. Abastecimento d'água. **Rio de Janeiro**.
- STERNBERG, R. 2006. Damming the river: a changing perspective on altering nature. **Renewable and Sustainable Energy Reviews** **10**:165-197
- STRAHLER, A. N. 1957. Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology. **American Geophysical Union Transactions** **38**: 913-920.
- STRASKRABA, M. & TUNDISI, J. G. 1999. Reservoir Ecosystem Functioning: Theory and Application. In: Tundisi, J. G. & Straskraba, M. eds. **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**. São Carlos, Academy of Science and Backhuys Publishers. p. 565-583.
- SYMSTAD A. J., SIEMANN E. & HAARSTAD J. 2000. An experimental test of the effects of plant functional group diversity on arthropod diversity. **Oikos**, **89**, 243–253.
- TEIXEIRA, E. C.; PIRES, M. J. R. (cords). 2004. **Estudos Ambientais em Candiota: FEPAM/FINEP/PDACT/CIAMB/FAPERGS**. (Cadernos de planejamento e gestão ambiental, nº 02).
- TILMAN D., KNOPS, J., WEDIN D., reich, p., TILMAN D., KNOPS, J., WEDIN D., reich, p., ritchie, m., SIEMANN, E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science**, **277**, 1300–1302.

TILMAN, D. 2001. Functional diversity. In **Encyclopedia of Biodiversity** (S.A. Levin, ed.). Academic Press, San Diego, p. 109-120.

TUNDISI, J. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 2008. **Limnologia**. São Paulo, Oficina de Textos. 632p

USEPA, 2002. U.S. Environmental Protection Agency, Larval Survival and Growth: Test Method 1000.0 EPA/821- R-02-013

USEPA, 2002. U.S. Environmental Protection Agency, Green Alga: Test Method 1003.0 EPA/821- R-02-013

YOUNGER, P. L. & WOLKERSDORFER, C. H. (editors), 2004, Mining Impacts on the Fresh Water Environment: Technical and Managerial Guidelines for Catchment Scale Management. (The ERMITE Guidelines). **Mine Water and the Environment**, **23**: S1 - S80.

YONGTING, L. & HENDRIK S. 2014. The genus *Mytilina* in China, with description of a new species (Rotifera: Monogononta: Mytilinidae). **Zootaxa** **3846** (4): 561–568

WALKER, B. H. (1991) Biodiversity and ecological redundancy. **Conservation Biology**, **6**, 18–23.

WALKER, B., KINZIG A. & LANGRIDGE J. 1999. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. **Ecosystems**, **2**, 95–113.

WARWICK, R. M., CLARKE, K. R. 1995. New “biodiversity” measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** **129**:301-305.

WARWICK, R. M., CLARKE, K. R. 1998. Taxonomic distinctness and environmental assessment. **J. Appl. Ecol.** **35**(4):532-543.

WEINER, E. R. 2008. **Applications of Environmental Aquatic Chemistry**: a practical guide. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press.

WEITHOFF, G. 2003. The concept of 'plant functional types' and 'functional diversity' in lake phytoplankton – new understanding of phytoplankton ecology? **Freshwater Biology**, **48**, 1669–1675.

WETZEL, R. G. 2001. **Limnology**. San Diego: Academic Press, 1006 p. WILLIAMSON, C. E. 1987. Predator-prey interactions between omnivorous diaptomid copepods and rotifers: The role of prey morphology and behaviour. *Limnol. Oceanogr.*, **32**: 167-177.