

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE ENGENHARIAS E CIÊNCIAS EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E
ENGENHARIA DE PESCA

CARLOS EDUARDO ALESSIO

Impactos antrópicos na comunidade de macroinvertebrados bentônicos em lagos
subtropicais

Toledo

2020

CARLOS EDUARDO ALESSIO

Impactos antrópicos na comunidade de macroinvertebrados bentônicos em lagos subtropicais

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca – Nível de Mestrado, do Centro de Engenharias e Ciências Exatas, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Área de concentração: Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Orientador: Prof. Dr. Gilmar Baumgartner

Toledo

2020

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Alessio, Carlos Eduardo
Impactos antrópicos na comunidade de macroinvertebrados bentônicos em lagos subtropicais / Carlos Eduardo Alessio; orientador(a), Gilmar Baumgartner , 2020.
28 f.

Dissertação (mestrado), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Toledo, Centro de Engenharias e Ciências Exatas, Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, 2020.

1. Bioindicadores. 2. Uso do solo. 3. Qualidade de água . I. Baumgartner , Gilmar . II. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

CARLOS EDUARDO ALESSIO

Impactos antrópicos na comunidade de macroinvertebrados bentônicos em lagos subtropicais

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca – Nível de Mestrado, do Centro de Engenharias e Ciências Exatas, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, e avaliada pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

Prof. Dr. Gilmar Baumgartner
Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Presidente)

Prof. Dr. Nyamien Y. Sebastien
Universidade Estadual do Oeste do Paraná

Prof. Dr. Marcelo Ângelo Campagnolo
Faculdade educacional de Medianeira

Aprovada em: 02 de setembro de 2020.

Local de defesa: Videoconferência síncrona.

Impactos antrópicos na comunidade de macroinvertebrados bentônicos em lagos subtropicais

RESUMO

Nos últimos anos, os ecossistemas aquáticos têm sido alvo de múltiplos impactos ambientais resultantes das atividades antrópicas, podendo ser de fontes domésticas e industriais devido à urbanização, mas também enormes quantidades de pesticidas e efluentes agropecuários, o que pode causar eutrofização desses ambientes. Sendo assim este estudo objetiva comparar lagos urbanos e rurais do município de Toledo, PR com base na qualidade da água, contaminação do sedimento e a comunidade de macroinvertebrados, visando avaliar a toxicidade dos metais nos sedimentos e a qualidade da água sobre a composição da comunidade bentônica. Para isso foram selecionados 5 lagos no município, 3 em área urbana e 2 em área rural. Foram realizadas 4 amostragens, uma por estação do ano. Foram mensuradas variáveis que caracterizam a qualidade da água (Condutividade elétrica, DBO, Fósforo Total, Nitrato, Nitrito, Amônia, Nitrogênio Total, Oxigênio dissolvido, pH, Temperatura da água, temperatura do ar, Transparência e Turbidez) e variáveis de contaminação do sedimento (Fósforo total, Carbono orgânico total, matéria orgânica, concentração de Cd, Pb, Cu, Cr, Mg, Mn e Zn) bem como calculados com as variáveis do sedimento o fator de contaminação de cada metal, e o grau de contaminação e potencial risco ecológico de cada ambiente. Simultaneamente coletou-se amostras de sedimento com auxílio de uma draga, para avaliação da comunidade de macroinvertebrados. Foram encontradas nove grupos de Macroinvertebrados, sendo identificado 03 filos, 04 classes e 08 famílias, registrando-se um total de 403 indivíduos. As variáveis de qualidade da água com maior potencial de explicação da variação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos foram: Nitrato, Nitrito, Oxigênio dissolvido, Fósforo total e coliformes. Já os fatores de contaminação mais relacionados com a variação da comunidade foram Fe, Zn e Cd. Ambientes urbanos apresentaram menor número de indivíduos para a comunidade de macroinvertebrados como um todo. As características de qualidade da água refletem de forma mais direta na comunidade em função do uso e ocupação do solo. As características de fator de contaminação dos metais no sedimento tiveram um efeito mais sutil, porém considerável. Sendo assim, aceitamos as hipóteses propostas de que a comunidade de macroinvertebrados presente no ambiente é um reflexo da sazonalidade, sumarizado pelas variáveis ambientais da água, bem como ao grau de contaminação do sedimento.

Palavras-chave: Bioindicadores, Ambientes Lênticos, Uso do solo.

Anthropic impacts on the benthic macroinvertebrate community in subtropical lakes

ABSTRACT

In recent years, aquatic ecosystems have been the target of multiple environmental impacts resulting from man-made activities, which can be from domestic and industrial sources due to urbanization, but also huge amounts of pesticides and agricultural effluents, which can cause eutrophication of these environments. Thus, this study aims to compare urban and rural lakes of Toledo, PR based on water quality, sediment contamination and the macroinvertebrate community, in order to evaluate the toxicity of metals in sediments and water quality on the benthic community composition. For this purpose, 5 lakes were selected in the municipality, 3 in urban area and 2 in rural area. There were 4 samples, one per season of the year. Variables were measured to characterize water quality (Electrical conductivity, BOD, Total Phosphorus, Nitrate, Nitrite, Ammonia, Total Nitrogen, Dissolved Oxygen, pH, Water Temperature, Air Temperature, Transparency and Turbidity) and sediment (Total Phosphorus, Total organic carbon, organic matter, Cd, Pb, Cu, Cr, Mg, Mn and Zn). We estimate the sediments contamination factor for each metal, degree of contamination and potential ecological risk of each environment. Simultaneously, sediment samples were taken with a dredger for Macroinvertebrates community evaluation. Nine groups of Macroinvertebrates were found, being identified 03 Phylum, 04 classes and 08 families, registering 403 individuals. The water quality variables with the highest potential of explanation the macroinvertebrates community variation were Nitrate, Nitrite, Dissolved Oxygen, Total Phosphorus and Coliforms. The contamination factors more related to this community variation were Fe, Zn and Cd. Urban lakes presented a smaller number of individuals than rural lakes. The characteristics of water quality reflected more directly on the community as a function of land use and occupation. The characteristics of metal contamination factor in the sediment had a more subtle effect, but considerable. Therefore, we accept the proposed hypothesis that the macroinvertebrate community present in the lakes reflects seasonality, summarized by the variables of the water quality, as well as the degree of sediment contamination.

Keywords: Bioindicators, Lentic Environments, Land Use.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	7
2 MATERIAL E MÉTODOS	9
2.1 Área de estudo	9
2.2 Variáveis de qualidade da água	10
2.3 Variáveis do sedimento	11
2.4 Macroinvertebrados.....	13
2.5 Análises Estatísticas	13
3 RESULTADOS	14
3.1. Qualidade da água	14
3.2 Qualidade do sedimento	17
3.3 Comunidade de Macroinvertebrados.....	17
3.4 Relação entre macroinvertebrados e a qualidade da água e do sedimento.....	19
4 DISCUSSÃO.....	21
5 CONCLUSÃO	23
REFERÊNCIAS	23

1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, os ecossistemas aquáticos têm sido alvo de múltiplos impactos ambientais resultantes das atividades antrópicas, o que pode ser facilmente observado em regiões de elevado crescimento populacional, onde observa-se uma crescente urbanização. Porém, os ecossistemas aquáticos, como rios e lagos, vêm recebendo distintos impactos, não apenas domésticos e industriais devido à urbanização, mas também enormes quantidades de pesticidas e efluentes agropecuários, o que pode causar eutrofização desses ambientes. O fato é que essas ações geram variações simultâneas de fatores, como as concentrações de nutrientes, concentração e ocorrência de metais pesados, acidificação, entre outras variações que indicam que as mudanças na composição da paisagem provocam um impacto potencial na biogeoquímica das águas (HEPP, 2013; KRUSCHE et al., 2005; SALOMONI; TORGAN; ROCHA, 2007).

A urbanização, a intensificação da agricultura e o desmatamento são os principais fatores antropogênicos que modificam o solo (YU et al. 2013), resultando em inúmeros impactos para os corpos hídricos (TUNDISI; MATSUMURA TUNDISI, 2008). Durante esses processos, substâncias orgânicas e inorgânicas, como metais pesados e pesticidas, são carregados para o curso hídrico, reduzindo a qualidade da água (BOLLMANN; MARQUES, 2006). Muitos desses ambientes são receptores de efluentes domésticos e resíduos industriais, além disso, o escoamento superficial das águas de chuva, direciona contaminantes diversos, como agrotóxicos e lixo doméstico ao longo da bacia hidrográfica a qual pertencem (RODRIGUES et al., 2015). Esses fatores resultam em uma multiplicidade de impactos, exigindo atividades de controle e mitigação que envolvem diferentes tipos de análises e monitoramento (TUNDISI; TUNDISI, 2008; VILLENEUVE et al., 2015).

Assim, pode-se dizer que o uso do solo no entorno do ambiente aquático reflete na variação do nível trófico, uma vez que essas variáveis desempenham um papel integrador das diferentes pressões que atuam nos rios, explicando grande parte de sua degradação (VILLENEUVE et al., 2015). O habitat e a biota de rios urbanos são frequentemente degradados em comparação com áreas naturais ou áreas rurais menos impactadas, reflexo do efluente doméstico e resíduos urbanos irregularmente descartados (FRUET et al., 2016; SANTOS et al., 2018). Além disso, a concentração de metais no ambiente pode interferir na dinâmica dos mesmos, uma vez que a disponibilidade de metais é diretamente ligada à configuração geológica e às atividades humanas, sendo que estas impulsionam o acúmulo de metais no sedimento, sendo um potencial influenciador na comunidade aquática (BURTON, 1991; HERNÁNDEZ-CRESPO; MARTÍN, 2015; WARNKEN et al., 2001; WIJAYA et al.,

2013). Assim, a utilização de comunidades bióticas representa uma excelente ferramenta em estudos que objetivam avaliar alterações da dinâmica de ambientes aquáticos (ESTEVES, 2011).

Os macroinvertebrados bentônicos constituem uma componente importante da produção secundária dentro dos ecossistemas de água doce, são integrados na estrutura e função dos seus habitats, e devido à isso são utilizados como indicadores de impactos em estudos de bioindicadores e de biomonitoramento (LI; ZHENG; LIU, 2010; WALLACE; WEBSTER, 1996). Esses organismos desempenham um papel importante no fluxo de energia e ciclagem de nutrientes (BRANDIMARTE, 1999), e espera-se variações consistentes na comunidade em relação à intensidade das perturbações dentro da sua área de drenagem (CARO-BORRERO; CARMONA JIMÉNEZ; MAZARI HIRIART, 2016). O seu ciclo de vida varia intra e inter anualmente, o que pode integrar condições precursoras, desde episódios de curto prazo até episódios mais longos, fazendo com que a sazonalidade reflita as atividades antrópicas na estruturação da comunidade (DALU et al., 2017; IWASAKI; ORMEROD, 2012; KING; SCOGGINS; PORRAS, 2016; NIEDRIST; FÜREDER, 2016).

A qualidade da água dos lagos artificiais, bem como o reflexo da qualidade desta água e dos metais nos sedimentos desses ambientes e na comunidade bentônica ainda é pouco estudada, sendo mais frequentes em reservatórios de abastecimento humano, devido as exigências mais criteriosas no Brasil (CONAMA, 2005). Esses estudos já ocorrerem para o reservatório de Itaparoranga (BEGHELLI et al., 2012), para o sistema Cantareira (BEGHELLI et al., 2020), para a usina Marechal Mascarenhas de Moraes e em Minas Gerais na bacia do Rio Grande (CORDEIRO et al., 2016). Porém, abordagens que considerem classes específicas e o isolamento dos efeitos dos distintos poluentes ou agentes nocivos são necessárias para expandir os conhecimentos sobre os efeitos distintos desses agentes no ecossistema, e assim avaliar o potencial bioindicador dos macroinvertebrados dentro das características específicas de cada ambiente (BEGHELLI et al., 2020).

Portanto, este estudo visa comparar lagos urbanos e rurais do município de Toledo, com base na qualidade da água, contaminação do sedimento e a comunidade de macroinvertebrados, visando avaliar a toxicidade dos metais nos sedimentos e a qualidade da água sobre a composição da comunidade bentônica.

Deste modo, as hipóteses a serem testadas são:

- i) A qualidade da água dos lagos avaliados é um reflexo das atividades antrópicas da região que estão localizados;

- ii) O grau de contaminação, bem como o potencial índice de risco ecológico do sedimento dos lagos avaliados é reflexo das atividades antrópicas da região em que estão localizados;
- iii) A sazonalidade interfere na qualidade da água, bem como no grau de contaminação do ambiente e no potencial índice de risco ecológico;
- iv) A comunidade de macroinvertebrados presente no ambiente é um reflexo da sazonalidade, sumarizado pelas variáveis ambientais da água, bem como ao grau de contaminação do sedimento, e consequentemente oscila em função das atividades antrópicas da região em que estão localizados.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O município de Toledo apresenta uma área de aproximadamente 1199 km², localizado na região Oeste do Paraná (altitude: 560m, latitude 24°42'46''S, longitude 53°44'35''W), em uma área conhecida como planalto de Guarapuava ou terceiro planalto paranaense (IPARDES, 2019). O município tem solo classificado principalmente por latossolo vermelho distroférico e Nitossolo Vermelho eutroférico, associação que representa um relevo predominantemente ondulado, de textura argilosa, moderada reserva de macro e micronutrientes, capacidade produtiva estável ao longo do ano, e com teores elevados de Fe₂O₃, MnO e TiO₂ (EMBRAPA, 2007). Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2019), o município passa dos 140 mil habitantes, tendo a economia baseada principalmente no agronegócio, sendo grande produtor de soja, milho, suínos e frango.

Neste contexto, para atingir os objetivos deste trabalho, três lagos urbanos situados nos parques de atração turística e de lazer do município, foram escolhidos: Parque Diva Paim Barth, Parque do Povo e Parque dos Pioneiros. Além disso, com a finalidade de avaliar os distintos impactos, os lagos do Clube Caça e Pesca e da Pequena Central Hidroelétrica São Francisco, localizados na área rural do município de Toledo também foram avaliados, sendo o primeiro utilizado para pesca esportiva, e o segundo proveniente da construção do reservatório para a geração de energia. A localização e as características dos lagos encontram-se na Tabela 1 e Figura 1.

Tabela 1: Localização e características dos lagos municipais amostrados em Toledo – PR, Brasil, entre 2018 e 2019.

Nome do Lago	Rio pertencente	Sigla	Localização (Latitude; Longitude)	Área (há)	Uso do solo	Tipo de acesso
Parque Ecológico Diva Paim Barth	Sanga Panambi	PAN	24°43'20" S; 53°44'40" W	4,3	Área urbana	Público, livre para recreação
Parque do Povo – Luiz Claudio Hoffman	Arroio Marreco	POV	24°41'41" S; 53°45'16" W	2,9	Área urbana	Público, livre para recreação
Parque dos Pioneiros	Rio Toledo	PIO	24°43'55" S; 53°43'41" W	0,6	Área urbana	Público, livre para recreação
Clube Caça e Pesca	São Francisco verdadeiro	CEP	24°47'10" S; 53°42'53" W	1,05	Área rural	Restrito, acesso apenas de sócios
PCH São Francisco	São Francisco verdadeiro	SFV	24°77'45" S; 53°72'53" W	26,0	Área rural	Restrito, acesso apenas de funcionários da PCH

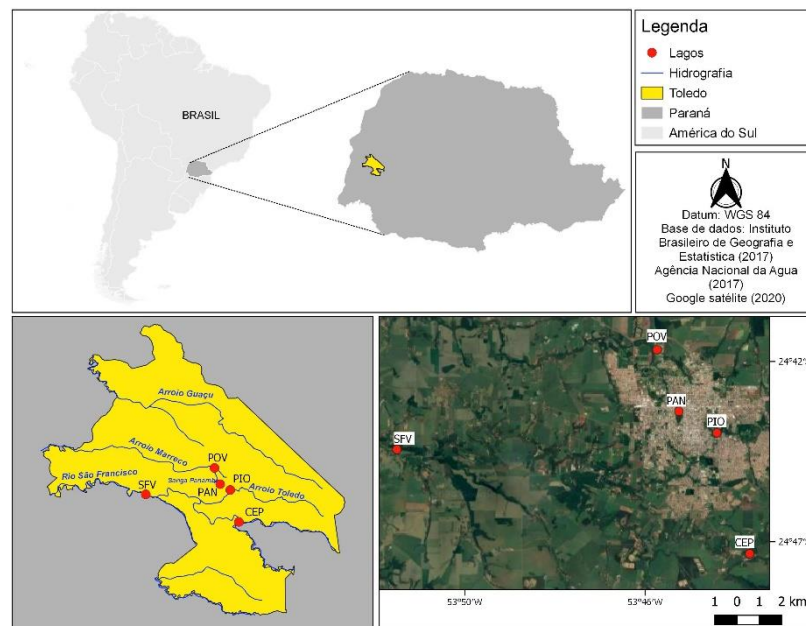


Figura 1: Mapa de localização dos lagos amostrados no município de Toledo – PR, Brasil, entre 2018 e 2019.

2.2 Variáveis de qualidade da água

As amostragens ocorreram trimestralmente, em todos os lagos, de setembro de 2018 a junho de 2019, sendo as coletas realizadas em tréplicas (entrada, meio e saída). As variáveis de condutividade elétrica, temperatura, oxigênio dissolvido e pH foram mensuradas *in situ*, no momento da coleta. Para as demais variáveis a água foi armazenada em galões de polietileno, refrigerados até a chegada ao laboratório.

As análises foram realizadas no Laboratório de Qualidade das águas do Grupo de Pesquisas em Recursos Pesqueiros e Limnologia da Unioeste, campus de Toledo, e as variáveis analisadas e seus métodos estão descritos na Tabela 2.

Tabela 2: Variáveis físicas, químicas e biológicas e métodos utilizados no estudo.

Parâmetro	Unidades	Método de Análise	Aparelho	Referência
Coliformes fecais	NMP/100mL	Teste de coliforme de substrato enzimático SMEWW - 22° nd. 2012. Método: 9223B	Lâmpada UV	APHA (2017)
Condutividade elétrica	µS/cm	Potenciométrico SMEWW - 22° nd. 2012. Método: 2510 B	Condutivímetro/Sonda	APHA (2017)
DBO	mg/L	Titulométrico – Teste de DBO de 5 dias SMEWW - 22° nd. 2012. Método: 5210B	Incubadora DBO	APHA (2017)
Fósforo total	mg/L	Colorimétrico (digestão ácida)	Espectrofotômetro	MACKRETH <i>et al.</i> (1978), APHA (2017)
Nitrato	mg/L	Colorimétrico SMEWW - 22° nd. 2012. Método 8039	Espectrofotômetro HACH	HACH/APHA (2017)
Nitrito	mg/L	Colorimétrico (reação com sulfanilamida)	Espectrofotômetro	STRICKLAND & PARSON (1972), APHA (2017)
Nitrogênio amoniacal	mg/L	Colorimétrico (indofenol)	Espectrofotômetro	HANSEN & ABEL (1999), APHA (2017)
Nitrogênio total	mg/L	Titulométrico - Digestão ácida	Microbureta	MACKRETH <i>et al.</i> (1978), APHA (2017)
Oxigênio dissolvido	mg/L	Potenciométrico – Eletrodo de Membrana SMEWW - 22° nd. 2012. Método: 4500O-G	Oxímetro/Sonda	APHA (2017)
pH	-	Potenciométrico SMEWW - 22° nd. 2012. Método: 4500 H ⁺	pHmetro/Sonda	APHA (2017)
Temperatura da água	°C	Método de Laboratório e Campo SMEWW - 22° nd. 2012. Método: 2550B	Oxímetro/Sonda multiparamétrica	APHA (2017)
Temperatura do ar	°C	-	Termômetro de bulbo	ESTEVES (1998)
Transparência	m	Visual	Disco de Secchi	WETZEL (2001b)
Turbidez	NTU	Nefelométrico SMEWW - 22° nd. 2012. Método: 2130 A, B	Turbidímetro	APHA (2017)

2.3 Variáveis do sedimento

A amostragem do sedimento para mensuração da concentração de metais bem como seu potencial risco ecológico foi realizada simultaneamente às amostragens de água e de

macroinvertebrados. Para a coleta foi utilizada a draga tipo Petersen adaptada, com área de 0,09m², sendo que para compor cada amostra foram realizados três lançamentos da draga, que foram homogeneizados em uma amostragem composta de cada ponto. As amostras foram armazenadas e devidamente refrigeradas, e encaminhadas imediatamente ao laboratório, onde foram acondicionadas em geladeira até o momento de sua análise, seguindo as respectivas metodologias descritas na tabela 3.

Tabela 3: Variáveis físicas e químicas a avaliadas no sedimento dos lagos municipais de Toledo, entre 2018 e 2019.

Parâmetros	Unidades	Metodologia	Equipamento	Referência
Fósforo total (Pt)	mg/kg	Digestão ácida	Espectrofotômetro	APHA (2017)
Carbono (COt)	mg/kg	Combustão a temperatura alta e por detecção infravermelho	Analizador de Carbono	APHA (2017)
Matéria orgânica	%	Incineração	Mufla	APHA (2017)
Metais pesados (Cd, Pb, Cu, Cr, Ni, Mn e Zn)	µg/kg	Espectrometria de absorção atômica de chama	Espectrofotômetro de absorção atômica	USEPA (1994)

Após os resultados das análises do sedimento serem obtidos, o fator de contaminação (CF), estabelecido por Hakason (1980), foi calculado para cada um dos metais, sendo utilizado como background o padrão de metais estabelecido por Juchen et al. (2014), e utilizados no município de Toledo por Fiori et al. (2013).

$$CF = C/C^0$$

Onde:

CF = Fator de contaminação;

C = concentração média do metal mensurada no sedimento

C⁰ = background estabelecido por Juchen et a. (2014)

A classificação da contaminação foi considerada baixa quando CF<1, moderada quando 1≤CF<3, considerável quando 3≤CF<6 e muito alta quando CF≥6 (Fiori et al., 2013).

O grau de contaminação (CD) de cada ponto amostrado foi calculado como a somatória dos CFs de cada metal. Como classificação do grau de contaminação foi considerado: CD<1 baixa, 1≤CD<3 moderada, 3≤CD<6 considerável e CD ≥6 muito alta (Fiori et al. 2013).

O fator de sensibilidade sedimentológica (SSF), que é a relação do estado trófico do sistema com a influência da biodisponibilidade dos metais, é necessário para avaliar o índice

de risco ecológico, e foi calculado com base na adaptação do padrão de Hakason (1980) realizada por Fiori et al. (2013).

$$SSF = \frac{Pt}{COt} * 100$$

Assim, foi possível calcular o índice de potencial risco ecológico (PERI), aplicado para identificar e quantificar a contaminação dos sedimentos por metais pesados, de acordo com o descrito em Fiori et al. (2013), onde o potencial risco ecológico individual de cada metal (E_r^i) foi calculado:

$$Cd = 30x\sqrt{5}/\sqrt{SSF}, Pb = 5x\sqrt{5}/\sqrt{SSF}, Cr = 2x\sqrt{5}/\sqrt{SSF} \text{ e } Zn = 1x\sqrt{5}/\sqrt{SSF}$$

E o índice de potencial risco ecológico foi estimado como a somatória dos mesmos.

$$PERI = \sum_i^n E_r^i,$$

Para a classificação do potencial risco ecológico foi considerado: $PERI < 150$ baixa, $150 \leq PERI < 300$ moderada, $300 \leq PERI < 600$ considerável e $PERI \geq 600$ muito alta (Fiori et al., 2013).

2.4 Macroinvertebrados

Os Macroinvertebrados bentônicos foram amostrados simultaneamente à qualidade da água e do sedimento, com auxílio de um coletor do tipo Petersen modificado, seguindo o mesmo padrão de amostragem composta que para o sedimento. Após a coleta, as amostras foram triadas em campo para identificação prévia dos organismos ainda vivos, sendo posteriormente conservados em álcool 70%. A amostra residual também foi conservada em álcool a 70%, para realização de triagem complementar, com a utilização de um sistema de peneiras graduadas. A identificação em laboratório foi realizada no laboratório de Zoologia do Centro Universitário Assis Gurgacz em Cascavel, Paraná com auxílio de microscópio estereoscópico, segundo McCafferty (1981), Perez (1988), Buzzi (2002), Costa et al. (2006) e Mugnai et al. (2010).

2.5 Análises Estatísticas

Para avaliar a variação média das variáveis ambientais da água e do sedimento dentre a localização e as estações do ano, bem como a variação de quantidade de indivíduos de cada classe de macroinvertebrados, foram expressas as médias e desvio padrão das variáveis em

função do uso do solo e do período amostrado. Já para investigar possíveis distinções, avaliando o ambiente como um todo, foi realizada uma Análise Multivariada Permutacional de Variância (PERMANOVA) bi-fatorial, sendo realizada para os dados ambientais em função da localização do lago amostrado, bem como em função do período amostrado.

Para identificar as variáveis ambientais da água e os CF mais relacionadas à composição de macroinvertebrados dos ambientes, foi adotada uma metodologia de seleção automática (método forward selection), cujo critério para adição das variáveis é baseado na estatística F, comparando modelos um a um, iniciando com a variável de maior correlação. Os metais foram selecionados por apresentarem CF mais relacionado com a composição de macroinvertebrados, bem como as variáveis ambientais selecionadas, foram utilizados como variáveis exploratórias na RDA parcial (pRDA, BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2011), visando particionar a variância e explicar separadamente a influência das variáveis da água e dos metais no sedimento na comunidade bentônica.

Os dados da comunidade bentônica passaram pela transformação de Hellinger, e as variáveis ambientais da água e sedimento foram padronizadas de modo que tivessem o mesmo peso nas análises (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2011) visando minimizar a variação dos vetores e atingir a normalidade das variáveis. Todas as análises foram realizadas por meio da linguagem e ambiente para estatística computacional R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011), junto com a biblioteca Vegan (OKSANEN et al., 2015).

3 RESULTADOS

3.1. Qualidade da água

Dentre os lagos amostrados, as condições de qualidade da água apresentaram clara distinção, sendo que os lagos localizados na área rural apresentaram maiores concentrações médias de nutrientes. As concentrações médias de fósforo total entre os períodos amostrados na área rural oscilaram de 0,002 mg/L na primavera, a 0,101 mg/L no outono, enquanto na área urbana as médias variaram de 0,002 mg/L na primavera, a 0,031 mg/L no inverno (Tabela 4), mostrando relação não apenas com a localização do lago, mas também com a estação do ano (Tabela 5). Nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico também apresentam diferença similar ao fósforo em função do uso do solo do lago e da estação do ano (Tabela 5), porém, na área rural os lagos apresentaram menores médias no verão, de 0,090 e 1,000 mg/L respectivamente, e maiores na primavera, de 0,312 e 2,20 mg/L, respectivamente (Tabela 4). Enquanto na área

urbana, com médias menores que na área rural, N-NH₃ e N_{org} apresentaram variação de 0,005 a 0,283 mg/L e 0,8 a 1,5 mg/L, respectivamente, com máximas ocorrendo no verão (Tabela 4).

A área rural, principalmente no período de primavera, se destacou com maiores médias de coliformes totais e *Escherichia coli* (Tabela 4 e Tabela 5), fato que acontece simultaneamente com maior condutividade e Turbidez para esses ambientes. Por outro lado, os ambientes da área urbana apresentaram maiores médias para oxigênio dissolvido e temperatura, sendo essa variação também registrada considerando as estações do ano (Tabela 4 e Tabela 5).

Mesmo que quando avaliadas juntas, de forma multivariada, as variáveis ambientais apresentaram diferença significativa em função não apenas da localização do lago, mas também em função da estação do ano, bem como dos fatores avaliados simultaneamente em um único modelo bifatorial (Tabela 5).

Tabela 4: Média (\pm desvio padrão) das variáveis de qualidade da água e do sedimento, bem como do número de indivíduos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, entre o tipo de uso do solo predominante na localização dos lagos e as estações do ano. Classificação de contaminação e risco ecológico: * moderada, **considerável, ***muito alta.

Variáveis	Rural				Urbano			
	Primavera	Verão	Outono	Inverno	Primavera	Verão	Outono	Inverno
ÁGUA								
<i>E. coli</i>	3980 \pm 3545,5	244,8 \pm 300,7	84,3 \pm 40,8	341,7 \pm 341,2	1142 \pm 1281,3	58,4 \pm 89,4	332,7 \pm 583,2	185,2 \pm 341,2
Coliformes totais	21764,3 \pm 5956,3	1534,3 \pm 490,8	5047 \pm 3737,7	9161,5 \pm 7756	6723,6 \pm 7530,2	1901,5 \pm 500,6	2540,6 \pm 1507	1428,2 \pm 725
Condutividade	52,7 \pm 15	57,6 \pm 10,5	95,9 \pm 41,28	65,2 \pm 10,3	44,2 \pm 28,3	80,8 \pm 35,7	52,9 \pm 31,8	50,8 \pm 35,9
DBO	5,2 \pm 1,6	2,2 \pm 0,5	5,2 \pm 2,3	5,1 \pm 2,4	2,4 \pm 1,5	3 \pm 1,7	3,8 \pm 2,2	1,8 \pm 0,7
Fósforo total	0,002 \pm 0	0,013 \pm 0,019	0,101 \pm 0,131	0,045 \pm 0,028	0,002 \pm 0	0,003 \pm 0,002	0,017 \pm 0,004	0,031 \pm 0,031
Nitrato	3,6 \pm 1,2	2,2 \pm 0,4	2,4 \pm 0,4	3,3 \pm 2,5	3,8 \pm 1,5	4,4 \pm 2,2	2,5 \pm 1,1	3 \pm 1
Nitrito	0,095 \pm 0,039	0,191 \pm 0,060	0,185 \pm 0,189	0,080 \pm 0,060	0,041 \pm 0,022	0,221 \pm 0,197	0,062 \pm 0,044	0,066 \pm 0,020
Nitrogênio amoniacal	0,312 \pm 0,304	0,090 \pm 0,084	0,259 \pm 0,107	0,283 \pm 0,261	0,007 \pm 0,004	0,008 \pm 0,006	0,283 \pm 0,262	0,005 \pm 0
Nitrogênio orgânico	2,2 \pm 0,8	1 \pm 0,5	1,6 \pm 0,5	1,1 \pm 0,5	1,1 \pm 0,7	0,8 \pm 0,3	1,5 \pm 0,1	0,9 \pm 0,2
Oxigênio dissolvido	7,6 \pm 0,6	7,3 \pm 0,2	6,4 \pm 2,9	7,9 \pm 0,8	8,2 \pm 0,8	8,7 \pm 1,7	7,7 \pm 1,3	9,2 \pm 0,7
pH	7 \pm 0,6	7,2 \pm 0,2	6,9 \pm 0,5	7,2 \pm 0,2	7,2 \pm 1,5	8,5 \pm 1,2	6,9 \pm 0,5	7,4 \pm 1
Temperatura	18,6 \pm 0,9	23,7 \pm 3,3	25,3 \pm 2,5	20,4 \pm 0,7	21,4 \pm 1,9	26,2 \pm 0,9	24 \pm 0,6	18,3 \pm 1,4
Turbidez	75,9 \pm 18,6	22,2 \pm 7	18,8 \pm 9,8	34,2 \pm 22	35,2 \pm 15	21 \pm 7,3	32,2 \pm 31,2	29,9 \pm 20,7
SEDIMENTO								
Grau de contaminação (CD)	7,4\pm1,7 ***	7,2\pm1,6 ***	7\pm1,3 ***	10,8\pm3,1 ***	8,2\pm0,9 ***	8,3\pm0,8 ***	6,4\pm1,9 ***	13\pm2,6 ***
Índice de potencial risco ecológico (PERI)	96,5 \pm 32,5	106,6 \pm 37,4	111,3 \pm 41,4	616,1\pm134,4 ***	86,7 \pm 32,5	66 \pm 27,3	93,6 \pm 19,2	390,5\pm165 **
Fator de contaminação (CF)								
Cd	–	–	–	1,3 \pm 0,2	–	–	–	1,5\pm0,3 *
Pb	0,3 \pm 0,3	0,6 \pm 0,5	2,1\pm0,3 *	2,1\pm0,4 *	0,6 \pm 0,5	0,4 \pm 0,4	1,7\pm0,2 *	1,8\pm0,2 *
Cu	0,8 \pm 0,07	0,8 \pm 0,06	0,6 \pm 0,08	0,9 \pm 0,07	0,9 \pm 0,08	0,9 \pm 0,08	0,5 \pm 0,09	1\pm0,13 *
Cr	0,8 \pm 0,2	0,8 \pm 0,2	0,5 \pm 0,2	1\pm0,1 *	0,8 \pm 0,1	0,8 \pm 0,1	0,4 \pm 0,05	1\pm0,05 *
Fe	3,5\pm1,4 **	3,2\pm1,4 **	2,8\pm1 **	3,6\pm2 **	3,9\pm0,8 **	4,1\pm0,5 **	2,8\pm1,3 *	5,5\pm0,4 **
Mn	0,3 \pm 0,2	0,3 \pm 0,2	0,2 \pm 0,1	0,8 \pm 1,4	0,3 \pm 0,2	0,4 \pm 0,2	0,3 \pm 0,2	0,6 \pm 0,2
Ni	0,9 \pm 0,1	0,8 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,6 \pm 0,1	0,9 \pm 0,1	0,9 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,6 \pm 0,2
Zn	0,8 \pm 0,3	0,7 \pm 0,2	0,6 \pm 0,1	0,6 \pm 0,1	0,8 \pm 0,2	0,9 \pm 0,2	0,6 \pm 0,3	1,1\pm0,3 *
COMUNIDADE								
Oligochaetas	2,8 \pm 6	1,8 \pm 3,5	4,7 \pm 4,8	0,3 \pm 0,7	1,1 \pm 2	0,1 \pm 0,3	0,1 \pm 0,3	–
Glossophonidae	1,7 \pm 1,7	–	1,7 \pm 1,7	1,5 \pm 3,2	–	1 \pm 2,1	–	–
Chironomidae	1 \pm 1,3	6,5 \pm 6,1	13 \pm 14,9	1 \pm 2	0,1 \pm 0,3	1,1 \pm 1,4	0,3 \pm ,7	–
Libellulidae	0,2 \pm 0,4	0,2 \pm 0,4	0,3 \pm 0,8	0,2 \pm 0,4	0,1 \pm 0,3	–	–	–
Polymirtacydae	0,2 \pm 0,4	0,5 \pm 1,2	0,5 \pm 1,2	0,2 \pm 0,4	–	–	–	–
Elmidae	–	–	0,2 \pm 0,4	–	–	–	–	–
Corbiculidae	7,2 \pm 9,4	5,3 \pm 5,8	6,5 \pm 10,2	1,7 \pm 1,5	–	–	–	–
Sphaeridae	0,7 \pm 1	–	–	–	–	–	–	–
Thiaridae	1,2 \pm 1,6	1,5 \pm 2,5	0,8 \pm 1,6	0,7 \pm 0,8	–	0,1 \pm 0,3	–	–

3.2 Qualidade do sedimento

No que se refere às variáveis mensuradas no sedimento, destaca-se diferença significativa entre os ambientes em função do grau de contaminação maior para a área urbana, principalmente no inverno, e índice de potencial risco ecológico maior na área rural, também se destacando no inverno (Tabela 5). As concentrações de cádmio (CD) foram caracterizadas como muito alto em todos os lagos, porém, com maiores médias nos lagos urbanos (Tabela 4). Já o PERI foi caracterizado como muito alto apenas nos lagos rurais no período de inverno, e de considerável a muito alto no inverno dos rios urbanos (Tabela 4).

Com relação ao fator de contaminação de cada um dos metais avaliados, Cu, Fe e Zn apresentaram diferentes classificações entre os lagos (Tabela 5). Cobre foi classificado como contaminante moderado apenas nos lagos urbanos, e no período de inverno (Tabela 4). Fe foi classificado como contaminante considerável nos ambientes rurais e de moderado a considerável nos ambientes urbanos, sem distinção de classe entre os períodos (Tabela 4). Zn foi classificado como contaminante moderado apenas na área urbana, no período de inverno (Tabela 5).

De maneira geral, os fatores de contaminação avaliados de forma multivariada apresentaram distinção tanto em função do ambiente, quanto em função do período amostrado (Tabela 5), com médias de CF maiores para os ambientes urbanizados, com destaque para o período de inverno.

3.3 Comunidade de Macroinvertebrados

Foram registrados quinze grupos taxonômicos de Macroinvertebrados, sendo identificados três filos, quatro classes e oito famílias, registrando-se um total de 403 indivíduos (Tabela 4), sendo SFV (198 ind.), CEP (168 ind.), POV (22 ind.), PIO (09 ind.) e PAN (06 ind.). A identificação a nível de família para os representantes da classe Oligochaeta não foi possível em função da integridade dos exemplares coletados.

Observou-se diferença significativa na composição da comunidade de macroinvertebrados entre os lagos urbanos e rurais (Tabela 5). Indivíduos da classe Oligochaeta, Chironomidae, Polymirtacydae e Thiaridae apresentaram média de indivíduos maior nos lagos rurais do que urbanos (Tabela 4). De maneira geral os lagos de ambientes urbanos apresentaram menor número de indivíduos da comunidade bentônica (vem PERMANOVA na tabela 5), bem como ausência de indivíduos das famílias Polymirtacydae, Elmidae, Corbiculidae, Sphaeridae em todas as amostragens (Tabela 4)

Outro fator a se destacar é a influência da estação do ano na estruturação da comunidade, bem como a interação entre estação do ano e o tipo de lago (rural ou urbano) (ver PERMANOVA na tabela 5), sendo que primavera e outono apresentaram maior número de indivíduos de macroinvertebrados na área rural.

Tabela 5: Análise de variância bi-fatorial (Anova – 2-way), a análise multivariada (PERMANOVA) baseada nas variáveis de qualidade da água e do sedimento e da variação no número de indivíduos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, considerando os tipos de lagoas e as estações do ano. Valores em negrito mostram diferença significativa.

Variáveis	Uso Do Solo		Estação Do Ano		Uso Do Solo X Estação Do Ano	
	F	p	F	p	F	p
Água (PERMANOVA)	7,868	0,000	15,344	0,000	3,738	0,000
<i>E. coli</i>	5,022	0,029	12,954	0,000	4,692	0,006
Coliformes totais	28,192	0,000	22,138	0,000	8,314	0,000
Condutividade	1,864	0,178	2,213	0,098	3,018	0,038
DBO	13,563	0,001	3,037	0,037	4,097	0,011
Fósforo total	5,542	0,022	5,341	0,003	2,819	0,048
Nitrato	1,787	0,187	1,788	0,161	1,985	0,128
Nitrito	2,182	0,146	5,540	0,002	1,440	0,242
Nitrogênio amoniacal	5,576	0,022	9,673	0,000	3,802	0,015
Nitrogênio orgânico	9,060	0,004	8,827	0,000	3,586	0,020
Oxigênio dissolvido	10,837	0,002	3,156	0,032	0,269	0,848
pH	2,857	0,097	2,855	0,046	1,525	0,219
Temperatura	1,365	0,248	45,270	0,000	8,415	0,000
Turbidez	2,744	0,104	9,423	0,000	5,381	0,003
Sedimento						
Grau de contaminação (CD)	4,607	0,037	31,062	0,000	2,017	0,123
Índice de potencial risco ecológico (PERI)	11,483	0,001	89,559	0,000	5,572	0,002
Fator de contaminação (CF) (PERMANOVA)	2,620	0,019	36,883	0,000	2,170	0,003
Cd	1,723	0,195	372,745	0,000	1,723	0,174
Pb	1,829	0,182	73,419	0,000	2,434	0,075
Cu	4,631	0,036	53,183	0,000	3,508	0,022
Cr	2,013	0,162	53,564	0,000	0,600	0,618
Fe	7,473	0,009	5,729	0,002	2,104	0,111
Mn	0,082	0,775	2,862	0,046	0,364	0,779
Ni	0,112	0,740	91,866	0,000	2,222	0,097
Zn	8,336	0,006	3,974	0,013	3,670	0,018
Comunidade (PERMANOVA)	45,000	0,019	131,115	0,000	131,115	0,003
Oligochaetas	8,228	0,006	1,900	0,141	1,491	0,228
Glossophonidae	0,364	0,549	0,909	0,443	2,192	0,100
Chironomidae	13,900	0,000	4,895	0,005	4,279	0,009
Libellulidae	3,631	0,062	0,193	0,900	0,365	0,778
Polymirtacydae	4,992	0,030	0,416	0,742	0,416	0,742
Elmidae	3,120	0,083	1,040	0,383	1,040	0,383
Corbiculidae	17,549	0,000	0,989	0,405	0,989	0,405
Sphaeridae	3,900	0,054	3,900	0,014	3,900	0,014
Thiaridae	12,539	0,001	0,529	0,664	0,322	0,809

3.4 Relação entre macroinvertebrados e a qualidade da água e do sedimento

As variáveis de qualidade da água com maior potencial de explicação da variação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos foram: Nitrato, Nitrito, Oxigênio dissolvido, Fósforo total e coliformes. Já os fatores de contaminação mais relacionados com a variação da comunidade foram: Fe, Zn e Cd. Assim, com essas variáveis foi realizada a partição da variância para observar qual parcela de explicação da variação da comunidade está relacionada com a qualidade da água e qual a parcela de explicação relacionada a qualidade do sedimento.

O método de partição da variância resultou em um potencial de explicação conjunto de 15%, sendo que o efeito da qualidade da água apresentou contribuição de 14%, enquanto 1% foi representado pelo efeito da qualidade do sedimento (Figura 2a). Consequentemente, a maior parte da explicação da comunidade se deve à qualidade da água (Figura 2a).

Ao analisar o efeito das variáveis da água, sem interferência da contaminação do sedimento, a pRDA mostrou um agrupamento claramente diferenciado pelo primeiro eixo, em função do tipo de lago, uma clara separação espacial (Figura 2b). Os lagos de ambiente rural foram relacionados positivamente com NO_3 e Oxigênio dissolvido, bem como com a ocorrência de Chironomidae (Figura 2b). Os lagos de ambiente urbano foram relacionados positivamente com coliformes e fósforo total, bem como com a ocorrência de Corbiculidae, Oligochaeta e Thiaridae (Figura 2b). As amostragens de inverno apresentaram uma tendência de conectar os ambientes, tornando-os mais similares. Porém, outono e primavera foram os períodos mais distintos, separados de maneira geral pelo segundo eixo (Figura 2b). Apesar da ordenação não ser diretamente proporcional às análises univariadas (ver tabela 4 e tabela 5), ela aponta uma relação dos grupos taxonômicos com as variáveis de qualidade da água, sendo claro que a taxa de variação das mesmas (tabela 4) aponta que nem sempre a média foi representativa para todos os ambientes.

Ao analisar o efeito das variáveis de contaminação do sedimento, sem interferência da qualidade da água, a pRDA apresentou um agrupamento disperso, assemelhando os ambientes, principalmente em função das amostragens de inverno e de outono, as quais apresentaram características similares na maior parte dos lagos (Figura 2c). Porém, de maneira geral os ambientes urbanos, bem como os grupos Corbiculidae e Oligochaeta, foram positivamente relacionados a contaminação por Fe, enquanto os ambientes rurais e a família Libellulidae, estiveram relacionados à contaminação por Zn e Cd (Figura 2c).

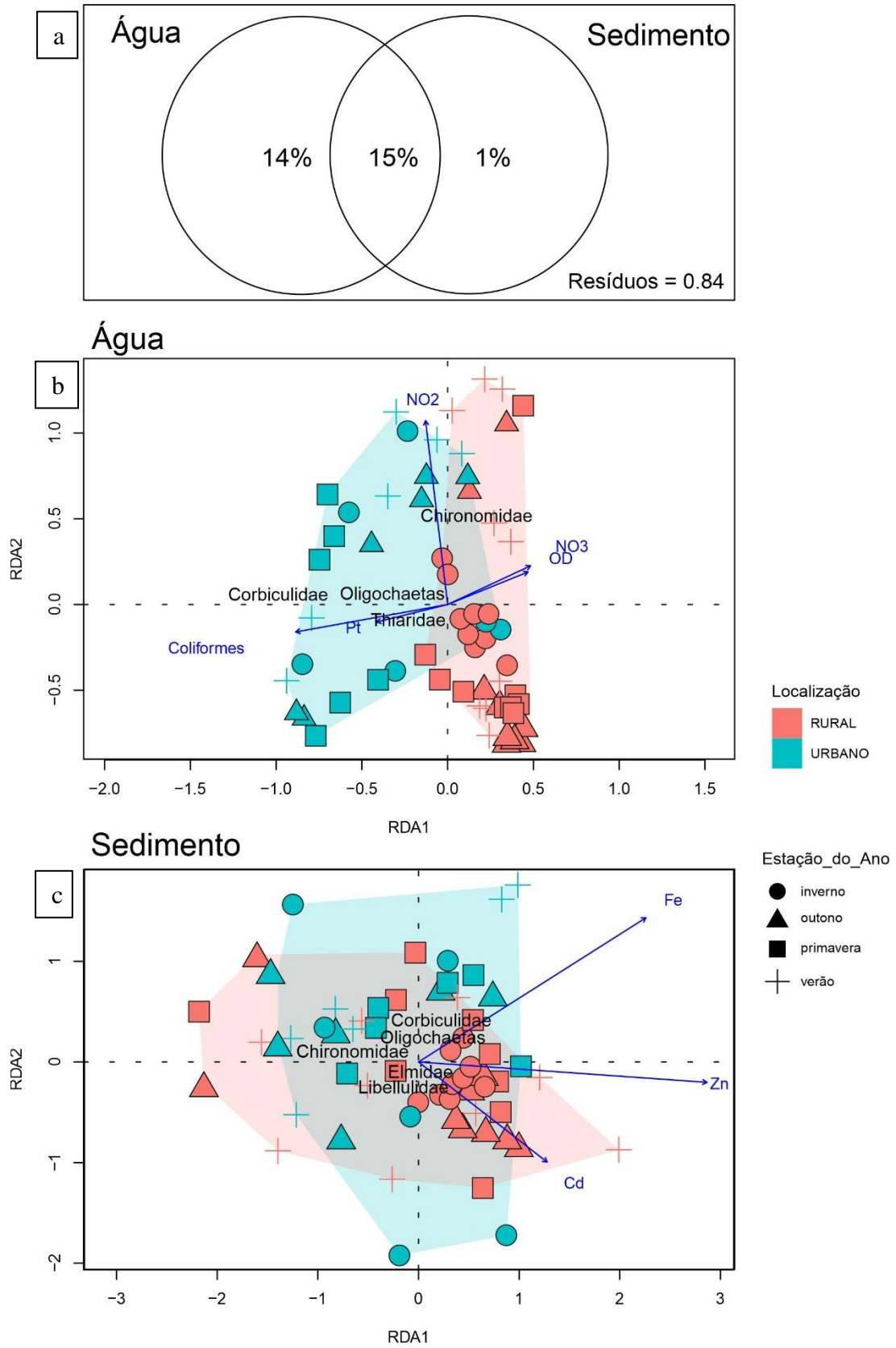


Figura 2: (a) Partição da variação das comunidades de macroinvertebrados entre variáveis da água e do sedimento. (b) Diagrama da pRDA resultante da partição das variáveis da água. (c) Diagrama da pRDA resultante da partição das variáveis de fator de contaminação dos metais no sedimento.

4 DISCUSSÃO

Os lagos rurais, se destacam pelas variações de série nitrogenada, destacando N_{org} , $N-NH_3$, coliformes e turbidez no período da primavera. Esses ambientes, além de continuamente impactados por atividades agropecuárias, respondem não apenas ao represamento (PCH São Francisco), como as atividades recreativas do Clube de pesca, sendo também reflexo de contaminação de resíduo doméstico. A maior concentração de N_{org} reflete na maior riqueza de bentos para esses pontos. $N-NH_3$ e coliformes apontam possível poluição pontual e recente, que pode ser reflexo das atividades recreativas (VON SPERLING, 2014). Esse Fator indica que mesmo apresentando uma comunidade de macroinvertebrados mais robusta quando comparados com outros lagos avaliados, ainda assim são ambientes impactados continuamente (MANAHAM, 2013; SILVA et al., 2003).

Os ambientes analisados foram claramente distintos em relação a todas as características físicas, químicas e biológicas analisadas. Estudos envolvendo a comunidade de macroinvertebrados têm reportado a influência de ambientes com estado trófico distintos sobre a estrutura e distribuição destas assembleias (BATISTA et al., 2016; ROLDÁN-PÉREZ, 2016; GUIMARÃES et al., 2017). No presente estudo, os dados apontam impactos distintos entre os ambientes, sendo que, mesmo que com médias superiores de nutrientes, coliformes e turbidez, a comunidade bentônica foi mais diversificada em ambientes rurais do que urbanos. Porém é necessário ressaltar que entre os ambientes houve uma larga faixa de variação desses fatores, ou seja, nem sempre a média das variáveis foi representativa para todos os ambientes caracterizados como área rural. Outro fator a ser destacado é que um dos lagos da área rural, PCH São Francisco, é uma área alagada de maior extensão que os demais, sendo ambientalmente estruturado de forma distinta dos demais.

Como esperado, a composição da comunidade de macroinvertebrados apresentou grandes diferenças entre as os lagos amostrados. Visto a conectividade dos lagos com uma mesma bacia (todos pertencentes a bacia do rio São Francisco, mesmo que dentro de distintas microbacias), e a proximidade dos locais, as evidências são fortes no sentido que as alterações antrópicas causam mudanças nas características do ambiente, não sendo uma alteração natural. A influência das variáveis ambientais, tanto da água quanto do sedimento, sobre a estrutura da comunidade bentônica também pode ser observada através da análise dos dados, deixando claro que ambas refletem as consequências dos impactos antrópicos no ambiente.

Não apenas a riqueza, mas o número de indivíduos de macroinvertebrados foi inferior nos lagos urbanos, em especial no período menos chuvoso caracterizado pelas coletas de

inverno. Esses ambientes apresentaram maior fator de contaminação dos metais, bem como maior grau de contaminação, sendo predominantemente alto. Alguns grupos de macroinvertebrados, apresentam elevada tolerância a concentrações de metais, associado ao seu hábito de vida no sedimento, o qual pode acumular diversos poluentes (REICE & WOHLBERG, 1993). As famílias Corbiculidae, Chironomidae e Libellulidae, foram relacionadas principalmente com o fator de contaminação dos principais metais influenciadores na comunidade, sendo as duas primeiras relacionadas a maior contaminação por Fe na área urbana, e a última a Zn e Cd, principalmente na área rural (ANDRADE et al., 2013; BEGHELLI et al., 2020; LÓPEZ; GIERLOWSKI-KORDESCH; HOLLENKAMP, 2010).

Os lagos urbanos apresentaram maior abundância de Chironomidae e Oligochaetas, bem como sua relação com a contaminação por metais. Mesmo as concentrações de metais sendo responsáveis por 1% da variação da comunidade bentônica, dos 15% que nossos dados puderam explicar, ainda deve ser considerada uma vez que seu impacto pode variar conforme a concentração e os compostos químicos associados. Chironomidae é registrado em outros estudos como frequentemente em altas densidades e diversidade, na maioria dos tipos de ecossistemas aquáticos, caracterizados como tolerantes a condições ambientais extremas de eutrofização, além de possuírem alta capacidade competitiva e de colonizar diferentes ambientes (ANDRADE et al., 2013; BEGHELLI et al., 2020; DALU et al., 2017). Além disso larvas desses grupos podem tolerar condições de altas concentrações de Fe, Cd e Ni (LÓPEZ; GIERLOWSKI-KORDESCH; HOLLENKAMP, 2010). Oligochaetas são tolerantes a poluentes orgânicos, mas menos tolerantes a poluentes de metais pesados em comparação aos crustáceos (BRINKHURST; GELDER, 1991), porém são registrados como tolerantes a elevadas contaminações por Cd, Ni e variados níveis de Cr (BEGHELLI et al., 2020; KLERKS; BARTHOLOMEW, 1991; LÓPEZ; GIERLOWSKI-KORDESCH; HOLLENKAMP, 2010).

A adaptação da comunidade entre os lagos foi determinada pelas condições das áreas e pelos fatores relacionados, como elevadas concentrações de nitrogênio, metais e coliformes em consequência do uso do solo de cada região (HUSTON, 1999, DALU et al., 2017). Detectar impactos humanos em ambientes aquáticos é desafiador em função de diversos componentes que devem ser avaliados, uma vez que o estado trófico pode ser uma consequência da condição natural do ambiente (KRUSCHE et al., 2005). Porém ainda é fundamental a avaliação de impactos antrópicos em comunidades bioindicadores, visando isolar o reflexo de distintos contaminantes nos organismos e entender da melhor maneira possível até que ponto a atividade antrópica reflete na estruturação do ecossistema bem como no seu desenvolvimento.

5 CONCLUSÃO

O presente estudo mostrou efeitos da qualidade da água, na comunidade de macroinvertebrados bentônicos em distintos contextos de impactos antrópicos, sendo possível concluir que mesmo atividades rurais podem ser de grande impacto no ecossistema, e que a contaminação urbana e rural reflete de formas distintas na comunidade. De forma mais sutil, o estudo ainda confirmou um possível reflexo dos metais em sedimento na comunidade, sendo que esse impacto pode variar em função das características da sazonalidade.

Nossos resultados apontaram grandes indícios da sumarização dos efeitos da sazonalidade no reflexo das variáveis da água e do sedimento na comunidade de macroinvertebrados, apontando maior potencial risco ecológico bem como maior contaminação da água em períodos característicos por menor precipitação. Porém devido a limitação do estudo apresentar apenas um ano de amostragem faz-se necessário futuros estudos de monitoramento dos ambientes avaliados, englobando a avaliação das comunidades hidrobiológicas em modelos que isolem também os reflexos da sazonalidade.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, D. DE P. et al. **Water quality assessment of fifth-order tributaries of the reservoir at the Marechal Mascarenhas de Morais Hydroelectric Power Station in the Rio Grande watershed (State of Minas Gerais, Brazil)**. Acta Limnologica Brasiliensia, v. 24, n. 3, p. 326–337, 2013.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). Disponível em:<
<http://pnqa.ana.gov.br/default.aspx>>. Acesso em: fev 2020.

APHA - American Public Health Association **Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater**. Washington. 21th edition. 2012.

AROCENA, R. Sedimento. In: Arocena, R., Conde D. (Eds). **Métodos em ecologia de águas continentales**. Universidad de la República, Facultad de Ciências. Montevideo, Uruguay. p. 40-52, 1999.

BEGHELLI, F. G. DE S. et al. **Relationship between space distribution of the benthic macroinvertebrates community and trophic state in a Neotropical reservoir (Itupararanga, Brazil)**. *Biota Neotropica*, v. 12, n. 4, p. 114–124, 2012.

BEGHELLI, F. G. DE S. et al. **Taxonomic and non-taxonomic responses of benthic macroinvertebrates to metal toxicity in tropical reservoirs. The case of cantareira complex, São Paulo, Brazil**. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 92, n. 2, 2020.

BOLLMANN, H. A.; MARQUES, D. M. L. M. **Influência da densidade populacional nas relações entre matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo em rios urbanos situados em áreas com baixa cobertura sanitária**. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. São Paulo, v.11, n. 4, p. 343–353, 2006.

BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Use R!** New York: Springer US, 2011.

BRINKHURST, R. O.; GELDER, S. R. **Annelida: oligochaeta and branchiobdellida**. *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*, p. 401–428, 1991.

BURTON, G. A. Assessing the toxicity of freshwater sediments. **Annual Review ASSESSING**, v. 10, p. 1585–1627, 1991.

BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; EGLER, M. **Macroinvertebrados como bioindicadores de ecossistemas aquáticos contaminados por agrotóxicos**. In: **É Veneno ou é Remédio**, p. 157-175, 2016.

BUZZI, Z.J. 2002. **Entomologia Didática**. Curitiba. UFPR. 4 ed., 347p.

CALLISTO, M., MORETTI, M., GOULART, M. D. C. Macroinvertebrados Bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 6 (1) 71-82. 2001

CALLISTO, M.; MARQUES, M. M.; BARBOSA, F.A.R. (2000). **Deformities in larval Chironomus (Diptera, Chironomidae) from the Piracicaba river, Southeast Brazil**. *Ver. Internat. Verein. Limnol.* 27 (5): 2699-2702

CARO-BORRERO, A.; CARMONA JIMÉNEZ, J.; MAZARI HIRIART, M. Evaluation of ecological quality in Peri-Urban rivers in Mexico City: A proposal for identifying and validating reference sites using benthic macroinvertebrates as indicators. **Journal of Limnology**, v. 75, n. 2s, p. 1–16, 2016.

CARVALHO, S. L. **Eutrofização Artificial: Um problema em Rios, Lagos e Represas**. Disponível em: Acesso em: 12 nov. 2009.

CONAMA, C. N. DO M. A. **Resolução conama nº 357, de 17 de março de 2005**, 2005.

CONAMA. **Resolução no 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Alterada pelas

Resoluções nº 370, de 2006, nº 397, de 2008, nº 410, de 2009, e nº 430, de 2011. Complementada pela Resolução nº 393, de 2009.

CORDEIRO, N. I. S. et al. **Effect of starvation and subsequent feeding on glycogen concentration, behavior and mortality in the golden mussel *Limnoperna Fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae).** Journal of Limnology, v. 75, n. 3, p. 618–625, 2016.

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

DALU, T. et al. **Water or sediment? Partitioning the role of water column and sediment chemistry as drivers of macroinvertebrate communities in an austral South African stream.** Science of the Total Environment, v. 607–608, p. 317–325, 2017.

ESTEVEES, F. DE A. **Fundamentos de Limnologia.** 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FIORI,C.S.;RODRIGUES,A.C.;SANTELLI,R.E.; CORDEIRO,R.C.; CARVALHEIRA, R.G; ARAÚJO, P.C.; CASTILHOS, Z.C.; BIDONE, E.D. **Ecological risk index for aquatic pollution control: A case study of coastal water bodies from the Rio de Janeiro state, southeastern Brazil.** Geochimica Brasiliensis 27(1): 24-36, 2013. DOI:

GUIMARÃES, Ronald Rodrigues. **Macroinvertebrados como Bioindicadores da Qualidade da Água do Rio Paraíba do Sul, Barra Mansa, Rio de Janeiro, Brasil.** Revista Dissertar, v. 1, n. 26 e 27, p. 50-57, 2017.

FRUET, T. K. et al. **Influence of the land use on the water quality in the São João and Iguaçu Rivers , state of Paraná , Brazil : assessment of the importance of the riparian zone.** African Journal of Agricultural Research Full, v. 11, n. 7, p. 48–56, 2016.

GUIMARÃES, Roney Rodrigues; DE CARVALHO SILVA, Lidiane Fontes; HANSEN, H.P.; ABEL, R. 1999. **Determination of nutrients.** In: Grasshoff, K. & Almgreen, T. (ed). **Methods of seawater analysis.** Weinhein, Verlag Chemie. p. 159228.

HAKANSON L (1980) **An ecological risk index for aquatic pollution control; a sedimentological approach.** Water Res 14:975–1001

HEPP, L. U. **Caracterização limnológica de um rio urbano (Erechim-RS): uma abordagem multivariada do gradiente.** Perspectiva, v. 37, p. 21–30, 2013.

HERNÁNDEZ-CRESPO, C.; MARTÍN, M. **Catena Determination of background levels and pollution assessment for seven metals (Cd , Cu , Ni , Pb , Zn , Fe , Mn) in sediments of a Mediterranean coastal lagoon.** Catena, v. 133, p. 206–214, 2015.

HUSTON, M. **Local process and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals.** Oikos 86, 393–401. 1999.

IPARDES. **Caderno estatístico município de Toledo.** Disponível em acesso em: <http://www.ipardes.gov.br/cadernos/MontaCadPdf1.php?Municipio=85900&btOk=ok> 06 ago. 2018.

IWASAKI, Y.; ORMEROD, S. J. **Estimating safe concentrations of trace metals from inter-continental field data on river macroinvertebrates.** Environmental Pollution, v. 166, p. 182–186, 2012.

JUCHEN, C.R.; VILAS BOAS, M.A.; POLETO, C.; MACEDO, M. **Use of legal reserve areas as geochemical background in hydrosedimentology studies.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, MG, v. 38 n. 6, nov./dez. 2014.

KING, R. S.; SCOGGINS, M.; PORRAS, A. **Stream biodiversity is disproportionately lost to urbanization when flow permanence declines: Evidence from southwestern North America.** Freshwater Science, v. 35, n. 1, p. 340–352, 2016.

KLERKS, P. L.; BARTHOLOMEW, P. R. **Cadmium accumulation and detoxification in a Cd-resistant population of the oligochaete *Limnodrilus hoffmeisteri*.** Aquatic Toxicology, v. 19, n. 2, p. 97–112, 1991.

KRUSCHE, A. V. et al. **Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d' água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia.** Acta Amazonica, v. 35, n. 2, p. 197–205, 2005.

KRUSCHE, A.V., VICTORIA, M., BALLESTER, R., VICTORIA, R.L., CORREA, M., LEITE, N.K., HANADA, L., VICTORIA, D.D.C., MARCONDES, A., OMETTO, J.P., MOREIRA, M.Z., GOMES, B.M., ALEXANDRE, M., NETO, S.G., BONELLI, N., DEEGAN, L., NEILL, C., AUFDENKAMPE, A.K., RICHEY, J.E. **Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d' água da bacia do rio JiParaná, Rondônia.** Acta Amaz. 35, 197–205. 2005. <https://doi.org/10.1590/S004459672005000200009>

LI, L.; ZHENG, B.; LIU, L. **Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: Definitions, approaches and trends.** Procedia Environmental Sciences, v. 2, p. 1510–1524, 2010.

LÓPEZ, D. L.; GIERLOWSKI-KORDESCH, E.; HOLLENKAMP, C. **Geochemical mobility and bioavailability of heavy metals in a lake affected by acid mine drainage: Lake Hope, Vinton County, Ohio.** Water, Air, and Soil Pollution, v. 213, n. 1–4, p. 27–45, 2010.

MACKERETH, F.J.H.; HERON, J.; TALLING J.F. 1978. **Water analysis: some methods for limnologists.** Freshwater Biological Association Scientific Publications.

MACKERETH, J. F. H.; HERON, J. & TALLING, J. 1978. **F. Water analysis: some revised methods for limnologists.** Freshwater Biological Association, n. 36, 121 p.

MATSUMURA-TUNDISI, T. 1986. **Latitudinal distribution of Calanoida copepods in freshwater aquatic systems of Brazil.** Revista Brasileira de Biologia. 46 (3): 527-553.

MCCAFFERTY, W.P. 1981. **Aquatic Entomology: The Fishermen's and Ecologists' Illustrated Guide to Insects and Their Relatives.** Jones and Bartlett Publishers, Inc. Boston. 448p

Method 3051, SW846. Disponível em: <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3051a.pdf>. Acessado em janeiro de 2020.

Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de águas – ANA. **O turismo e o lazer e sua interface com o setor de recursos hídricos.** Brasília: ANA, 2005 (Caderno de Recursos Hídricos).

- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D.F. 2010. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro. Technical books, 174p.
- NARDINI, M. J.; NOGUEIRA, I. DE S. **O processo antrópico de um lago artificial e o desenvolvimento da eutrofização e floração de algas azuis em Goiânia**. Disponível em: Acesso em: 18. 2019.
- NIEDRIST, G. H.; FÜREDER, L. **Towards a definition of environmental niches in alpine streams by employing chironomid species preferences**. *Hydrobiologia*, v. 781, n. 1, p. 143–160, 2016.
- OKSANEN J, BLANCHET G, KINDT R, LEGENDRE P, MINCHIN PR, O'HARA RB, et al. **vegan: Pacote de ecologia comunitária. Pacote R versão 2.41. 2015**. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan> . Acessado em 18 de outubro de 2018
- PEREZ, R.G. 1988. **Guía para El estudio de los Macroinvertebrados acuaticos Del Departamento Del Atioquia. Colombia: Editorial Presencia Ltda. 217p**.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, R. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. [s.l: s.n.]. v. 1
- RODRIGUES, L. DE A. et al. **Determination of toxicity assays , trophic state index , and physicochemical parameters on Piracicaba River and Itapeva Stream Determinação de ensaios de toxicidade , índice de estado trófico e parâmetros físico-químicos no Rio Piracicaba e no Córrego Ita. Ambiente e Agua**, v. 10, n. 2, p. 310–317, 2015.
- REICE S. R., WOHLLENBERG, M. **Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic processes: Measures for assesment of ecosystem health**. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. (Eds. Resh V. H. & Rosenberg D. M.) 1 st edition Chapman & hall. p. 287-305. 1993
- ROLDÁN-PÉREZ, Gabriel. **Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamerica**. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, v. 40, n. 155, p. 254-274, 2016.
- SALOMONI, S. E.; TORGAN, L. C.; ROCHA, O. **Sampler collection gadget for epilithic diatoms**. *Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia*, v. 67, n. 4, p. 681–683, 2007.
- SANTOS, S. A. DOS et al. **Qualidade da água na bacia hidrográfica urbana Canela Tamandaí, Santa Maria / RS**. *Sociedade e natureza*, v. 30, n. 2, p. 23–44, 2018.
- STRICKLAND, J. D. H. & PARSONS, T. R. **A practical handbook of seawater analysis**. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada, Bull. 167, 1972.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA TUNDISI, T. **Limnologia**. 1. ed. Oficina de Textos, 2008.
- USEPA. **Microwave assisted acid digestion of sediment, sludges, soils and oils**, VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos - Volume 1. Coleção Princípios do Tratamento Biológico de Água**, 4º ed. UFMG, Belo Horizonte. 2014.

VILLENEUVE, B. et al. **Can we predict biological condition of stream ecosystems ? A multi-stressors approach linking three biological indices to physico-chemistry , hydromorphology and land use.** *Ecological Indicators*, v. 48, p. 88–98, 2015.

WALLACE, J. B.; WEBSTER, J. R. **The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function.** *Annual review of entomology*. Vol. 41, n. 131, p. 115–139, 1996.

WARNKEN, K. W. et al. **Sediment-water exchange of Mn , Fe , Ni and Zn in Galveston Bay , Texas Sediment-water exchange of Mn , Fe , Ni and Zn in Galveston.** *Marine Chemistry*, v. 73, p. 215–231, 2001.

WIJAYA, A. R. et al. **Evaluation of heavy metal contents and Pb isotopic compositions in the Chao Phraya River sediments : Implication for anthropogenic inputs from urbanized areas , Bangkok.** *Journal of Geochemical Exploration*, v. 126–127, p. 45–54, 2013.

WETZEL, R.G. & LIKENS, G.E. (1991). **Limnological Analyses** 2.ed.- SpringerVelarg, New York: 391p.

WETZEL, R.G. 2001. **Limnology- 3th edition.** Phyladelphia: W.B. Saunders. 743 p.

YU, D.; SHI, P.; LIU, Y.; XUN, B. **Detecting land use-water quality relationships from the viewpoint of ecological restoration in an urban area.** *Ecological Engineering*. v. 53, p. 205–216, 2013.