

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA:
DIVERSIDADE E MANEJO DE VIDA SILVESTRE
NÍVEL MESTRADO

MICHELA REGINA SCHERER VIEIRA

**DESENVOLVIMENTO DE UM ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIOLÓGICA
BASEADO EM PEIXES PARA ÁREAS ÚMIDAS**

SÃO LEOPOLDO

2016

MICHELA REGINA SCHERER VIEIRA

**DESENVOLVIMENTO DE UM ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIOLÓGICA
BASEADO EM PEIXES PARA ÁREAS ÚMIDAS**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia: Diversidade e Manejo de Vida Silvestre da Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Orientador: Prof. Dr. Uwe Horst Schulz

SÃO LEOPOLDO

2016

V658d Vieira, Michela Regina Scherer
Desenvolvimento de um índice de integridade biológica baseado em peixes para áreas úmidas / por Michela Regina Scherer Vieira. – 2016.

51 f.: il., 30 cm.

Dissertação (mestrado) — Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, 2016.

Orientação: Prof. Dr. Uwe Horst Schulz.

1. Rio dos Sinos. 2. Planície de inundação. 3. Bioindicadores.
4. Ictiofauna. 5. Índice multimétrico. I. Título.

CDU 574.5:597

Catálogo na Fonte:
Bibliotecária Vanessa Borges Nunes - CRB 10/1556

Michela Regina Scherer Vieira

Desenvolvimento de um índice de integridade biológica baseado em peixes para áreas úmidas

Dissertação apresentada como requisito parcial
para a obtenção do título de Mestre, pelo
Programa de Pós-Graduação em Biologia da
Universidade do Vale do Rio dos Sinos -
UNISINOS

Aprovado em (dia) (mês) (ano)

BANCA EXAMINADORA

Presidente da Banca e Orientador Prof. Dr. Uwe Horst Schulz – Unisinos

Professora Dr^a Clarice Bernhardt Fialho – Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Professora Dr^a Cristina Stenert – Universidade do Vale do Rio dos Sinos

*Dedico esse trabalho a todas pessoas
que me apoiaram durante a realizaçã
desse projeto.*

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Dr. Uwe Horst Schulz, agradeço por despertar meu interesse pela pesquisa e o estudo de um IBI para as áreas úmidas, pela confiança e orientação, as quais possibilitaram meu crescimento e formação acadêmica.

A minha amada mãe, Rosa Maria Scherer, por me ensinar principalmente o respeito aos seres vivos, que possibilitaram o despertar do meu amor pela natureza e por sempre incentivar meus estudos. Ao meu amado companheiro, Ramiro Schuch Freire, pelo carinho, compreensão e incentivo ao longo da realização do mestrado. Aos meus queridos irmãos que de longe torcem por mim.

Aos colegas e amigos do laboratório: Amanda, Ana, Camila, Eliza, Elizandra, Maicon e Marlon pela parceria em campo, ajuda na identificação e pelas boas risadas.

Aos amigos que me incentivaram, à querida amiga Ana Magali que me ajudou em toda essa etapa.

À Unisinos pelo suporte técnico necessário para a realização desse trabalho.

Ao Projeto VerdeSinos/Petrobras pela concessão da bolsa de mestrado de 100%, e pelo apoio financeiro do projeto o qual possibilitou a realização desse trabalho.

Sumário

APRESENTAÇÃO	8
RESUMO	9
ABSTRACT	10
INTRODUÇÃO	11
1. Áreas úmidas	11
2. Os bioindicadores	12
3. O uso dos peixes como bioindicadores ambientais	13
4. O Índice de Integridade Biológica	14
REFERÊNCIAS	15
O Desenvolvimento de um Índice de Integridade Biológica Baseado em Peixes para Áreas Úmidas	19
RESUMO	19
ABSTRACT	20
INTRODUÇÃO	21
MATERIAL E MÉTODOS	23
<i>Área de estudo</i>	23
<i>Coletas de dados</i>	25
<i>Definição da condição de referência</i>	26
<i>Seleção das métricas biológicas</i>	26
<i>Cálculo das métricas resposta</i>	29
<i>Seleção dos parâmetros ambientais</i>	29
<i>Adaptação do IIB</i>	31
<i>Tratamento dos dados</i>	32
RESULTADOS	33
<i>Análise dos parâmetros biológicos</i>	34
DISCUSSÃO	41
REFERÊNCIAS	45
ANEXOS	48

APRESENTAÇÃO

Essa dissertação está estruturada em duas partes: uma introdução sobre áreas úmidas, bioindicadores, peixes e índice de integridade biológica e um capítulo apresentando os resultados obtidos neste estudo. Na introdução foram considerados aspectos importantes sobre as áreas úmidas. Posteriormente, foram apresentadas informações sobre o uso de bioindicadores para avaliar o estado ambiental do ecossistema, prosseguindo com informações justificando os peixes como bioindicadores de qualidade destacando as principais características desses organismos e uma breve consideração a respeito do índice de integridade biológica (IIB).

A segunda parte apresenta os resultados obtidos neste estudo e está estruturada sob a forma de um artigo científico. O capítulo teve como objetivos: 1) Determinar a riqueza, abundância e diversidade de peixes em áreas úmidas da bacia do Rio dos Sinos que sofrem diferentes pressões antrópicas; 2) Classificar o uso do solo no entorno das áreas de amostragem; 3) Testar o potencial da comunidade de peixes como ferramenta de biomonitoramento de qualidade de água em áreas úmidas; 4) Identificar métricas qualitativas e quantitativas baseadas na comunidade de peixes para agregar informações disponíveis sobre diferentes aspectos em áreas úmidas; 5) Desenvolver um índice de integridade biológica.

RESUMO

As áreas úmidas são ecossistemas de grande importância ecológica, econômica e cultural. Porém atualmente existem menos da metade do existente a um século atrás. Esta perda justifica-se principalmente pela ação antrópica, como por exemplo, a expansão agrícola e o aumento da urbanização. Além disso, estes fatores são causadores do alto nível de degradação das áreas remanescentes destes ambientes. Em decorrência da problemática apresentada faz-se necessário o manejo das áreas úmidas, a detecção de impactos ambientais e a caracterização biológica das áreas úmidas. A abordagem chamada de monitoramento biológico baseia-se na resposta dos organismos em relação ao meio onde vivem. Os peixes foram utilizados com sucesso como indicadores de qualidade do ambiente e apresentam numerosas vantagens como organismos indicadores para monitoramento ambiental, por estarem presentes em quase todos os ambientes aquáticos. São relativamente fáceis de identificar e são sensíveis às alterações ambientais. O uso de indicadores biológicos para detectar a degradação das áreas úmidas, juntamente com o uso contínuo dessa abordagem para avaliar a qualidade do ambiente, levou ao desenvolvimento de um Índice de Integridade Biológica (IIB) para áreas úmidas que poderia ser usados para classificar o nível de degradação. Este índice teve sua primeira descrição feita por Karr, em 1981, apresentando um procedimento multimétrico para monitorar recursos aquáticos usando a fauna ictica. A inclusão do IIB em programas de monitoramento pode servir para detectar tendências espaciais e temporais de qualidade de água, sendo um instrumento eficiente nos programas de conservação e gerenciamento dos ecossistemas aquáticos também no Brasil. Nesse sentido, os objetivos específicos do estudo são de verificar a riqueza, abundância e diversidade de peixes em áreas úmidas da bacia do Rio dos Sinos que sofrem diferentes pressões antrópicas, classificar o uso do solo no entorno das áreas de amostragem, verificar o potencial da comunidade de peixes como ferramenta de biomonitoramento de qualidade de água em áreas úmidas, avaliar a influência das zonas rurais e urbanas sobre as áreas úmidas, identificar métricas qualitativas e quantitativas baseadas na comunidade de peixes para agregar informações disponíveis sobre diferentes aspectos em áreas úmidas e finalmente desenvolver um índice de integridade biológica.

Palavras-chave: Rio dos Sinos, Planície de Inundação, Bioindicadores, Ictiofauna, Índice Multimétrico.

ABSTRACT

Wetlands are ecosystems of great ecological, economic and cultural importance. Currently there are less than half of the ones that existed a century ago. This loss is caused by human activities, such as agricultural expansion and increasing urbanization. Moreover, these factors are causing the high level of degradation of the remaining areas of these environments. Due to the presented problem it is necessary to manage the wetlands, to detect environmental impacts and characterize biologically. The approach called biological monitoring is based on the response of organisms in relation to the environment in which they live. Fish were successfully used as environmental quality indicators and present numerous advantages as indicator organisms for environmental monitoring, as they occur in almost all aquatic environments. They are relatively easy to identify and sensitive to environmental changes. The use of biological indicators to detect the degradation of wetlands, along with the continued use of this approach to assess the quality of the environment, led to the development of an Index of Biological Integrity (IBI) for wetlands that could be used to classify degradation level. This index was first developed by Karr, in 1981, showing a multimetric procedure to monitor water resources using the ichthyic fauna. The inclusion of IBI in monitoring programs can be used to detect spatial and temporal trends of water quality, being an effective tool in the conservation and management programs for aquatic ecosystems also in Brazil. In this sense, the specific objectives of the study are to verify the richness, abundance and diversity of fish in wetlands of Rio dos Sinos basin that suffer different human pressures, classify the land use in the vicinity of sampling areas, check the potential of fish community as biomonitoring tool of water quality in wetlands, evaluate the influence of the rural and urban areas on wetlands, identify qualitative and quantitative metrics based on the fish community to aggregate information available about different aspects of wetlands and finally develop an index of biological integrity.

Key-words: Rio dos Sinos, Flood Plain, Bioindicators, Ichthyofauna, Multimetric Index.

INTRODUÇÃO

1. Áreas úmidas

As áreas úmidas são complexos ecossistemas que englobam desde as áreas marinhas e costeiras até as continentais e as artificiais, é considerada área úmida toda extensão de pântanos, charcos e turfas, ou superfícies cobertas de água, de regime natural ou artificial, permanentes ou temporárias, contendo água parada ou corrente, doce, salobra ou salgada. A definição do conceito de área úmida surgiu na Convenção de Ramsar. O tratado intergovernamental celebrado no Irã, em 1971, marcou o início das ações nacionais e internacionais para a conservação e o uso sustentável das zonas úmidas e de seus recursos naturais. Atualmente, 150 países são signatários do tratado, incluindo o Brasil. (RAMSAR CONVENTION ON WETLANDS, 2009).

As áreas úmidas são importantes ambientes para proteção da biodiversidade (DUTRA, 2017; GETZNER, 2002). Estão entre os ecossistemas mais produtivos do planeta, com grande importância ecológica, econômica e cultural (MITSH & GOSSELINK, 2000). Estes ambientes são considerados reservas biológicas devido à extensa cadeia trófica e a alta biodiversidade que suportam (TINER, 1999).

A alta produtividade das áreas úmidas tem proporcionado o estabelecimento de uma rica biota exclusiva desses ecossistemas (GIBBS, 2000). A importância das áreas úmidas deve ser dividida em três grupos: atributos (diversidade biológica e produtividade), funções (armazenamento de água, controle de inundações, descargas subterrâneas, recarga aquíferos e estabilidade alimentícia), e valores (produção de peixes, agricultura, matéria prima para a indústria farmacêutica, recursos energéticos e recreação) (MALTCHIK, 2003).

Apesar da importância das áreas úmidas, estes ecossistemas vêm sendo drasticamente degradados devido à ação antrópica, havendo uma considerável queda na qualidade da água e na diversidade das comunidades ecológicas além da diminuição da área destes ecossistemas (COSTA & SCHULZ, 2010).

Estima-se que as áreas úmidas ocupem em torno de 8,6 milhões km² da superfície terrestre do planeta. Esse número representa metade de áreas úmidas existentes em 1900, ou seja, cerca de 50% das zonas úmidas do mundo foram perdidas em um século, principalmente por meio

de drenagem para a agricultura, desenvolvimento urbano e regulação do sistema de água (SHINE & KLEMM, 1999).

As áreas úmidas representam aproximadamente 11% da área total do Estado Rio Grande do Sul (MALTCHIK, 2003). Em decorrências da expansão agrícola e principalmente das lavouras de arroz irrigado os remanescentes de áreas úmidas estão altamente fragmentados no Estado (GOMES & MAGALHÃES, 2004), estudos indicam que cerca 90% das áreas úmidas desapareceram no Sul do Brasil (MALTCHIK, 2003).

2. Os bioindicadores

Numa época em que as atividades antrópicas são as forças dominantes que influenciam as comunidades biológicas, um manejo apropriado requer o entendimento de processos e padrões no sistema biológico e o desenvolvimento de processos de taxaço e avaliação que assegurem a proteção dos recursos biológicos (KARR, 1987). Para Bruschi Jr. et al. (2000), o diagnóstico da integridade dos ecossistemas e a quantificação do grau de deterioração, juntamente com suas consequências sobre o ecossistema, tem sido um desafio permanente.

De modo a aumentar a eficiência dos sistemas de detecção de impactos ambientais é importante a caracterização biológica dos ecossistemas. Esta abordagem chamada de monitoramento biológico baseia-se na resposta dos organismos em relação ao meio onde vivem (CAIRNS & PRATT, 1993). O uso de bioindicadores possibilita avaliar a complexidade do ambiente (WHITFIELD & ELLIOTT, 2002). Estes indicadores ambientais não só ajudam a monitorar mudanças em um ecossistema, mas também auxiliam na comunicação resumida das informações sobre o meio ambiente (BUSS et al., 2008).

Os indicadores ambientais são utilizados para três principais finalidades: 1. Fornecer informações sobre os problemas ambientais, a fim de permitir decisões políticas que avaliem sua gravidade; 2. Apoiar o desenvolvimento de políticas e definição de prioridades, identificando fatores chave que causam a pressão sobre o meio ambiente e 3. Monitorar os efeitos de respostas políticas (BOSCH et al., 1999).

Em ambientes aquáticos, os indicadores de qualidade ambiental são geralmente físicos, químicos ou medidas biológicas. Indicadores bióticos integrados ao efeito das mudanças através de uma ampla gama de fatores ambientais são bons indicadores da saúde deste ecossistema (KARR et al., 1986;. HARRIS & SILVEIRA, 1999; SIMON, 2000). Além disso,

as comunidades biológicas podem ser o único meio prático de avaliação de certos impactos difíceis de medir, como impactos de fontes difusas ou degradação do habitat (USEPA, 2000).

3. O uso dos peixes como bioindicadores ambientais

Muitos grupos de organismos têm sido propostos e utilizados como indicadores de mudança ambiental e ecológica (KARR et al., 1986). Embora nenhum grupo é favorecido por todos os biólogos, parece que os peixes, macroinvertebrados, aves e plantas têm recebido mais atenção e são mais usados (FAUSCH et al.,1990; DENNISON et al., 1993).

Para Vari e Malabarba (1998), a fauna íctica de água doce da América do Sul é a mais diversa do planeta. Possui grande diversidade e complexidade, com um estimado de 8000 espécies na região Neotropical (Reis et al., 2003). Sendo que, o conhecimento da ecologia, biologia e sistemática desse grupo, apesar de crescente, mostra-se ainda incompleto. Este fato reforça a necessidade do desenvolvimento de estudos nesta área a fim de que se possa conhecer a estrutura da comunidade ictica e o estado de conservação dos ambientes aquáticos desta região. A falta de conhecimento sobre a fauna de peixes e as alterações ambientais em regiões neotropicais são motivos de preocupação para ecólogos, pois a biodiversidade regional pode desaparecer de alguns rios antes mesmo que as espécies sejam conhecidas pela ciência e que seja possível estabelecer sua distribuição espacial (TEREJINA-GARRO, 2008, TEODOSIO, 2012).

Os peixes foram utilizados com sucesso como indicadores de qualidade do ambiente em uma ampla variedade de habitats aquáticos (SOTO-GALERA et al., 1998). E têm numerosas vantagens como organismos indicadores para monitoramento ambiental, entre elas:

- Estão tipicamente presentes em todos os sistemas aquáticos, com a exceção das águas altamente poluídas e corpos hídricos não permanentes;
- São relativamente fáceis de identificar;
- Geralmente incluem uma série de espécies que representam uma variedade de níveis tróficos;
- Fornecem um registro de longo prazo do estresse ambiental por possuírem ciclo de vida mais comparativamente mais longo;

- Os peixes contêm muitas formas de vida e alianças funcionais, portanto, são suscetíveis de cobrir todos os componentes dos ecossistemas aquáticos afetados por perturbações antropogênicas;
- Tem um alto valor de tal modo que para a consciência do público em geral é mais suscetível de se relacionar com informações sobre o estado da comunidade de peixes do que de dados sobre invertebrados ou plantas aquáticas;
- Os custos sociais da degradação ambiental incluindo análises de custo-benefício, são mais facilmente avaliados por causa dos valores econômicos, estéticos e de conservação atrelado aos peixes (WHITFIELD, 1996).

O uso de peixes como indicadores de integridade biológica, no entanto, tem dificuldades e problemas, incluindo:

- A amostragem dos peixes pode ser seletiva;
- A mobilidade dos peixes pode levar deficiência nas amostragens;
- Os peixes podem ser relativamente tolerantes a substâncias quimicamente nocivas para outras formas de vida;
- Os peixes podem nadar longe de uma perturbação antrópica, evitando assim a exposição a poluentes ou condições ambientais adversas;
- Ambientes estuarinos que foram alterados fisicamente por seres humanos ainda podem conter diversas assembleias de peixes (TEODOSIO, 2012).

Apesar das desvantagens, os peixes como bioindicadores apresentam um maior custo benefício na sua utilização. Além disso, outros grupos taxonômicos que podem ser utilizados no monitoramento de ecossistemas aquático, também apresentam aspectos negativos (TEODOSIO, 2012).

4. O Índice de Integridade Biológica

O uso de indicadores biológicos para detectar a degradação das áreas úmidas, juntamente com o uso contínuo dessa abordagem para avaliar a qualidade da água, levou a necessidade de desenvolver um Índice de Integridade Biológica (IIB) para áreas úmidas e classificar o nível de degradação destes ambientes.

Karr, (1981), apresentou a primeira descrição de um procedimento multimétrico para monitorar recursos aquáticos usando peixes atribuindo a denominação de Índice de Integridade Biótica (JARAMILLO-VILLA et al., 2008; KARR, 1981).

A integridade biológica de um ecossistema é a capacidade de manter uma comunidade com riqueza de espécies e composição de organização funcional comparável a ecossistemas não perturbados por atividades humanas (KARR & DUBLEY, 1981). A abordagem do IIB constitui num método comparável aos índices de diversidade das espécies indicadoras e as análises multivariadas, pois busca aproximação mais holística e integradora (ROSET et al., 2007).

A inclusão do IIB em programas de monitoramento pode servir para detectar tendências espaciais e temporais de qualidade do ambiente, sendo um instrumento eficiente nos programas de conservação e gerenciamento dos ecossistemas aquáticos brasileiros (ARAÚJO, 1998).

Os índices multimétricos, são atualmente utilizados de forma rotineira por dois grandes programas de biomonitoramento, a Agência de Proteção Ambiental Estadual (EPA) dos Estados Unidos e a STAR – Padronização das classificações dos rios - nos países Europeus (OLIVEIRA et al., 2008). No Brasil não há legislação que exige o monitoramento biológico, porém alguns estados do sul, sudeste e norte do país, utilizam os bioindicadores em projetos para monitorar a qualidade dos recursos hídricos (MELO et al., 2015).

Tendo em vista o alto nível de degradação e desaparecimento gradual das áreas úmidas aferiu-se a necessidade de adaptar um Índice de Integridade Biótica (IIB) da comunidade de peixes para estas áreas, visando a sua capacitação como um método de avaliação da qualidade ambiental destes ecossistemas.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO, F.G. 1998. Uso da Taxocenose de Peixes como Indicadora de Degradação Ambiental no Rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v.41(3): 370-378p.

ARAÚJO, F., FICHBERG, I., PINTO, B. C. T. & PEIXOTO, M.G. 2003. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul. *Environmental Management*, v.32(4): 516-526p.

BOSCH P., MARTIN B. & GEE D., 1999. Environmental indicators. Typology and overview. European Environmental Agency.

- BRUSCHI Jr., W. MALABARBA, L.R. & SILVA, J.F.P. 2000. Avaliação da Qualidade Ambiental dos riachos através das Taxocenoses de peixes. In: Carvão e Meio Ambiente (Centro de Ecologia/ufrgs.). Ed. UFRGS, Porto Alegre, 1856p.
- BUSS D.F., OLIVEIRA B. & BAPTISTA D.F. 2008. Monitoramento Biológico de Ecossistemas Aquáticos Continentais. *Aeol Brasil*.p. 339-345.
- CAIRNS Jr. J. & PRATT, J.R., 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates* (D. M. Rosenberg & V. H. Resh. New York: Chapman & Hall. p. 10-27.
- COSTA, P.F. & SCHULZ, U. H. 2010. The fish community as an indicator of biotic integrity of the streams in the Sinos River basin, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 2010, vol. 70, no. 4 (suppl.), p. 1195-1205.
- DENNISON W. C, ORTH R.J., MOORE K.A., STEVENSON, J.C., CARTER V., KOLLAR S., BERGSTROM P.W. & BATIUK R.A. 1993. Assessing water quality with submersed aquatic vegetation. *BioScience* 43: 86–94p.
- FAUSCH K.D., LYONS, J., KARR J.R. & ANGERMEIER P. L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*. 8:123-144p.
- GETZNER, M.. 2002. Investigating public decisions about protecting wetlands. *Journal of Environmental Management*. 64:237-246p.
- GIBBS J.P. 2000. Wetlands Loss and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*. 14:314-317p.
- GOMES, A.S. & MAGALHÃES JR. 2004. Arroz irrigado no sul do Brasil. Brasília: Embrapa-Informação Tecnológica. 899pp.
- HARRIS, J.H. & SILVEIRA, R. 1999. Large-scale assessment of River health using a index of biotic integrity with low-diversity fishes communities. *Freshwater Biology*, v.41:235-252p.
- JARAMILLO-VILLA U. & PELLEGRINE E.C., 2008, Índices de Integridade Biótica usando peixes de água doce: Usos na região tropical e subtropical *Aeol. Brasil*.12(3), 442-462p.
- KARR, J.R., 1987. Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework. *Environmental Management* v.11: 249-256p.
- KARR, J.R., FAUSCH, K., ANGERMEIER, D. P. L., YANT, P. R. & SCHLOSSER, I.J. 1986. Assessing the biological integrity in running waters: a method and its rationale. *Illinois Natural History Survey* v.5.
- KARR, J.R. & DUDLEY, D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, v.11: 249 –256p.

- MALTCHIK, L. 2003. Bacia do Rio dos Sinos, Biodiversidade e conservação de áreas úmidas da bacia do Rio dos Sinos. 27-30p.
- MELO, S.; STENERT, C.; DALZUCHIO, M.S. & MALTCHIK, L. 2015. Development of a multimetric index based on aquatic macroinvertebrate communities to assess water quality of rice fields in southern Brazil. *Hydrobiologia*. v. 742, p. 1-14
- MITSCH, W. J. & GOSSELINK, J. G. 2000. *Wetlands*. John Wiley & Sons, New York. 920pp.
- OLIVEIRA R.B.S., CASTRO C.M. & BAPTISTA D.F. 2008. Desenvolvimento de índices multimétricos em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasil*. 12(3): 487-505p.
- REIS, R.E., KULLANDER, S.O. & FERRARIS JR. C.J. (org.). 2003. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS. 742pp.
- SHINE, C. & KLEMM, C. 1999. *Wetlands, water and the law: Using law to advance wetland conservation and wise use*. Gland: IUCN, 348 p.
- SIMON, T.P. & LYONS, J. 1994. Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. In Davis, W. S. & Simon, T. P. (eds), *Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making*. CRC Press, Boca Raton, FL: 245–262p.
- SOTO-GALERA, E., DÍAZ-PARDO, E. LÓPEZ-LÓPEZ E & LYONS, J. 1998. Fish as indicators of environmental quality in the Río Lerma Basin, México. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, v.1: 267–276p.
- TEODÓSIO, A. S. 2012. Avaliação da integridade biótica em riachos da Reserva Biológica de Una, Tese de Doutorado. Bahia, Brasil. – Ilhéus, BA: UESC.
- TEJERINA-GARRO, F. L., M. MALDONADO, C., IBAÑEZ, D. PONT, N., ROSET T. & TINER, R.W. 1999. *Wetland Indicators: A Guide to Wetland Identification, Delineation, Classification, and Mapping*. Boca Raton, FL, USA. Lewis Publishers, 392p.
- U.S.E.P.A., 2002. *Methods for Evaluating Wetland Condition: Using Vegetation to Assess Environmental Conditions in Wetlands*. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. (EPA-822-R-02020). 38 pp.
- WHITFIELD, T.T., GRANATO, M., VAN EEDEN, F.J.M., SCHACH, U., BRAND, M., FURUTANI-SEIKI, M., HAFFTER, P., HAMMERSCHMIDT, M., HEISENBERG, C.-P., JIANG, Y.J., KANE, D. A., KELSH, R.N., MULLINS, M.C., ODENTHAL, J. & NÜSSLEIN-VOLHARD, C. 1996. Mutations affecting development of the zebrafish inner ear and lateral line. *Development* 123, 241-254p.
- WHITFIELD A.K. & ELLIOTT M. 2002: Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries – a review of progress and some suggestions for the

future. *J. Fish Biology* 61 (Suppl. A): 229–250p.

VARI, R.P. & MALABARBA, L.R.. 1999. Neotropical ichthyology: an overview. p. 1-11. In MALABARBA L.R., REIS R.E., VARI R.P. e LUCENA Z.M.S. (Eds.). 1998. *Phylogeny and classification of neotropical fishes*, Edipucrs, Porto Alegre. 223p

O Desenvolvimento de um Índice de Integridade Biológica Baseado em Peixes para Áreas Úmidas.

RESUMO

As áreas úmidas apresentam importante função ecológica, porém sua área e a qualidade desse ambiente vêm diminuindo constantemente devido à ação antrópica. Para avaliar a saúde ambiental das áreas úmidas tendo como base as assembleias de peixes o presente estudo teve como objetivo desenvolver um índice de integridade biológica (IIB) para áreas úmidas da bacia do Rio dos Sinos. Para isto foi determinado a riqueza e abundância de peixes; classificado o uso do solo no entorno das áreas de amostragem; testado o potencial da ictiofauna como ferramenta de biomonitoramento; identificar métricas qualitativas e quantitativas baseadas na comunidade de peixes. As coletas ocorreram em 20 áreas úmidas da Bacia do Rio dos Sinos, no período de sete meses, utilizando o método de pesca elétrica. Devido à ausência de região de referência (área não impactada) para o cálculo do IIB, foi criada uma referência hipotética, baseada nos resultados das comunidades encontradas nas áreas úmidas amostradas. Foram definidas 8 métricas: riqueza, abundância, dominância, evenness, evenness para as classes de comprimento, % de indivíduos carnívoros, % de indivíduos que respiram ar e % de indivíduos de longa vida. Obtivemos 5 áreas úmidas com condições aceitáveis (melhor qualidade ambiental), 13 em condição moderada, uma em condições deficientes e uma área muito degradada com ausência de peixes. As avaliações revelaram que área edificada e o oxigênio são as variáveis que mais influenciam na qualidade do ambiente. Perante aos dados concluímos que o modelo do IIB proposto foi eficiente para indicar o nível de degradação das áreas úmidas.

Palavras-chave: Rio dos Sinos, Planície de Inundação, Ictiofauna, Índice Multimétrico.

ABSTRACT

Wetlands have important ecological function, but its area and the quality of the environment have been declining steadily due to human action. To assess the environmental health of wetlands based on the fish assemblages the present study aimed to develop an index of biological integrity (IBI) for wetlands in the Rio dos Sinos Basin. To do so fish richness and abundance were determined; land use in the vicinity of sampling areas was classified; the potential of fish populations were tested as a biomonitoring tool; identify qualitative and quantitative metrics based on fish communities. The samples were collected in 20 wetlands of Rio dos Sinos Basin, in the period of seven months, using electric fishing method. Due to the absence of the reference area (area not impacted) for the IBI calculation, a hypothetical reference was created based on the results of communities found in the sampled wetlands. Eight metrics were defined: richness, abundance, dominance, evenness, Evenness of class length, % of carnivorous individuals, % of air breathing individuals, and % of long living individuals. We obtained five wetlands with acceptable conditions (better environmental quality), thirteen in moderate condition, one in poor condition and one very degraded area with no fish. The evaluations revealed that built area and oxygen are the variables that most influence the environmental quality. Faced with the data we conclude that the IBI model proposed was efficient to indicate the level of wetlands degradation.

Key-words: Rio dos Sinos, Flood Plain, Bioindicators, Ichthyofauna, Multimetric Index

INTRODUÇÃO

As áreas úmidas apresentam elevada produção de matéria orgânica e proporcionam o estabelecimento de uma rica biota exclusiva desses ecossistemas (GIBBS, 2000). Porém estas abrangem apenas cerca de 4 a 6% da superfície terrestre do mundo (MITSH & GOSELINK, 1993).

A importância das áreas úmidas é caracterizada pelas funções de interação dos componentes físicos, químicos e biológicos, tais como: armazenamento de água; controle de inundações; estabilização do sedimento e redução de erosões; recarga e descarga de aquíferos; purificação da água; retenção de nutrientes, sedimentos e poluentes; estabilização das condições climáticas locais (RAMSAR CONVENTION ON WETLANDS, 2009).

Além disso, as áreas úmidas são fontes de recursos naturais para a sociedade (BARBIER *et al.*, 1997). Os benefícios sócio-econômicos, em forma de serviços ecológicos oferecidos pelas áreas úmidas são diversos: abastecimento de água (quantidade e qualidade); alimentação (pesca e agricultura); recursos energéticos (turfa, lenha); materiais de construção; produtos medicinais; transporte; áreas de recreação e turismo. Igualmente, as áreas úmidas constituem um patrimônio cultural, associando crenças religiosas e informações arqueológicas (RAMSAR CONVENTION ON WETLANDS, 2009).

Entretanto as áreas úmidas encontram-se entre os ecossistemas mais degradados e vulneráveis do planeta (AMEZAGA *et al.*, 2002). Estima-se que houve uma redução de 50% das áreas úmidas nos últimos 100 anos (SHINE & KLEMM, 1999). Na bacia do Rio dos Sinos, aproximadamente 75% dos banhados existentes em 1985 foram transformados em lavoura e áreas urbanas (GOMES DE MOURA, 2016). Tendo em vista a extrema necessidade de conservação, instituições governamentais e científicas foram responsáveis pela crescente valorização destes ecossistemas em nível mundial. Esta mudança ocorreu devido a uma melhor compreensão não apenas de sua importância biológica, mas também de suas funções sociais, econômicas e culturais (DE GROOT, 1992).

Na bacia do Rio dos Sinos existem áreas úmidas naturais e artificiais. Muitas das áreas úmidas artificiais são oriundas da extração de barro para olarias no qual a prática foi abandonada. A partir de então, o ambiente iniciou processo de recuperação. Mesmo sendo estruturas artificiais, existe a possibilidade de apresentar um potencial alto para a conservação da diversidade aquática.

As alterações na qualidade de água são resultantes dos processos de evolução natural e de ação antrópica e se manifestam pela redução acentuada da biodiversidade aquática, em função da desestruturação do ambiente físico, químico e alterações na dinâmica e estrutura das comunidades biológicas. O uso de bioindicadores (espécies, famílias ou comunidades) permite uma avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição (CALLISTO et al., 2001). Assim, a biota aquática tem sido usada como uma ferramenta importante para obter maior compreensão da integridade e a qualidade ambiental dos ecossistemas (DURAN 2006; KARR & CHU, 1999; ROSENBERG & RESH, 1993).

O uso de peixes como bioindicadores apresenta várias vantagens citadas por Plafkin et al. (1989) devido ao fato deles serem bons indicadores de efeitos de longo-prazo e amplas condições do habitat, por viverem geralmente vários anos e apresentarem grande mobilidade; incluem uma variedade de níveis tróficos, podendo, inclusive, representarem o nível mais superior na pirâmide alimentar aquática; também serem ingeridos pelos humanos, além de serem relativamente fáceis de coletar e identificar. De acordo com os autores, a composição relativa de uma comunidade de peixes é um indicador sensível dos estresses diretos e indiretos do ecossistema aquático inteiro.

Uma abordagem multimétrica na montagem de índices de integridade biológicas permite integrar informações que consideram diversos aspectos da comunidade e podem fornecer uma visão geral do nível de degradação do ecossistema. Foi definida métricas a partir de características ou processos mensuráveis de um sistema biológico que tem seu valor alterado através da ação antrópica (KARR & CHU, 1999). Ainda, utilizando métricas de diferentes tipos é possível avaliar tanto aspectos qualitativos, quanto quantitativos relacionados ao ecossistema impactado (OLIVEIRA et al., 2008).

Tendo em vista toda essa problemática da avaliação ambiental e na nova tendência de utilização dos recursos bióticos como indicadores da qualidade dos ecossistemas, foi criado o Índice de Integridade Biótica (KARR, 1981; KARR et al., 1986), o qual analisa parâmetros da ictiofauna incorporando perspectivas zoogeográficas do ecossistema.

O Índice de Integridade Biótica está baseado nos seguintes pressupostos sobre como mudam as comunidades a medida que aumenta a alteração ambiental (FAUSCH et al., 1990; JARAMILLO-VILLA & CARAMASCHI, 2008).

Quando aumenta a alteração ambiental diminui:

- O número de espécies nativas e as guildas tróficas ligadas a habitats específicos.

- O número de espécies intolerantes.
- A proporção de indivíduos nativos.
- A proporção de especialistas, como insetívoros ou carnívoros.
- A abundância (mas não para todas as espécies).
- A proporção de indivíduos que requerem substratos livres de sedimento para a desova.

Com o aumento da alteração ambiental aumenta:

- A proporção de indivíduos tolerantes.
- A proporção de generalistas tróficos, especialmente onívoros.
- A incidência de indivíduos híbridos ou introduzidos.

Para conseguir que o índice inicialmente proposto por Karr (1981) seja passível de aplicação para outros ecossistemas, foi necessário para o presente estudo adaptar as métricas, as metodologias e a situação de referência às condições específicas do ambiente, porém mantendo a estrutura conceitual do IIB de Karr (1981).

Nesse sentido, o objetivo geral deste estudo é desenvolver um índice multimétrico baseado em peixes para áreas úmidas no sul do Brasil;

Os objetivos específicos são:

- a) Determinar a riqueza, abundância e diversidade de peixes em áreas úmidas da bacia do Rio dos Sinos que sofrem diferentes pressões antrópicas;
- b) Classificar o uso do solo no entorno das áreas de amostragem;
- c) Testar o potencial da comunidade de peixes como ferramenta de biomonitoramento de qualidade do ambiente;
- d) Identificar métricas qualitativas e quantitativas baseadas na comunidade de peixes para agregar informações disponíveis sobre diferentes aspectos em áreas úmidas;
- e) Desenvolver um índice de integridade biológica.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido em 20 áreas úmidas situadas na região nordeste do Rio Grande do Sul, na planície de inundação da bacia hidrográfica do Rio dos Sinos (figura

1). A bacia abrange uma área de 3.800 km², e uma malha hídrica de aproximadamente 3.471 km de extensão (GOMES DE MOURA, 2016). A localização da bacia está entre as coordenadas 50°10' e 51°20' de longitude oeste e 29°15' e 30°00' de latitude sul (PENTEADO, 2011), abrangendo 32 municípios. Na bacia hidrográfica do Rio dos Sinos há cerca de 1,6 milhões de habitantes, representando 17% da população do Estado. Esta bacia concentra grande parte do PIB (17,32%) do estado do Rio Grande do Sul, especialmente por causa dos setores calçadistas e setores mecânico e petroquímico (COMITESINOS, 2000). A bacia está dividida em três cursos: 1) superior, com 25 km de extensão, apresentando declive acentuado, com alta velocidade de água superficial e predomínio de paisagens preservadas; 2) média, com 125 km de extensão, declividade média, com impactos ambientais mais presentes, com maior poluição industrial e esgoto doméstico, entre outros impactos; 3) a inferior com 50 km de extensão, com pouca declividade e velocidade da água baixa, extensa planície de banhados, grande concentração populacional e industrial, silvicultura, desmatamento, poluição do solo e da água (BECKER, 2011). Há várias formações fitogeográficas compoendo a bacia, a floresta ombrófila mista nas nascentes do Rio Rolante, a floresta estacional decidual e semidecidual, savana e áreas de tensão ecológica (COMITESINOS, 2014). Adicionalmente existem alguns fragmentos de Mata Atlântica localizados nas cabeceiras do Rio dos Sinos e seus afluentes (MALTCHIK et al. 2003). O clima é subtropical úmido, sendo o verão muito quente e inverno frio (KÖPPEN, 1948).

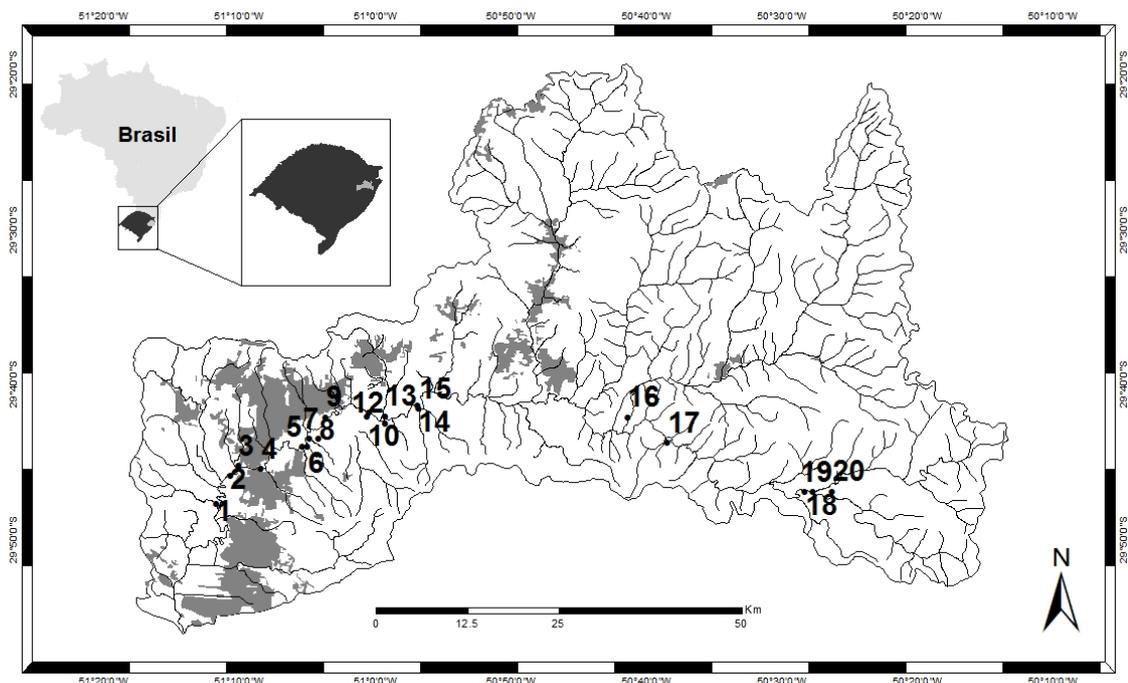


Figura 1. Vinte pontos de amostragem na bacia na área de inundação do Rio dos Sinos,

situado na parte inferior da bacia, (áreas cinzas - zonas urbanas).

Coletas de dados

Foi realizada uma única amostragem em cada área úmida, entre os meses de novembro de 2014 e junho de 2015. Para a coleta com pesca elétrica, utilizou-se um gerador de corrente contínua de 1,5 KW (modelo FEG 1500 EFKO, Alemanha) de 750 V. Foi executada uma passada, com esforço constante de 20 minutos. Os peixes coletados foram eutanasiados em Eugenol (LUCENA et al., 2013) em seguida fixados em formol (10%).

Com o auxílio de uma sonda Horiba foram medidos os parâmetros físicos e químicos, tais como: temperatura, oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade (mS/cm), sólidos dissolvidos (mg/L), turbidez (NTU) e potencial redox (mV).

Em laboratório os indivíduos coletados foram identificados até o nível de espécies com o auxílio de chaves dicotômicas. Após medidos o comprimento total (CT) e comprimento padrão (CP) em seguida pesados em balança de precisão. Posteriormente, foram acondicionadas em álcool 70g/L e depositadas na coleção de referência do Laboratório de Ecologia de Peixes da Unisinos.

Índice de Integridade

O Índice de Integridade Biótica (IIB) foi desenvolvido e adaptado a partir da metodologia proposto por Hering et al. (2006). Os procedimentos para o desenvolvimento são baseados em atributos da comunidade de peixes, a fim de avaliar a qualidade ambiental das 20 áreas úmidas amostradas.

A partir das características da comunidade íctica da região são definidos atributos que são agrupados em categorias, sendo fundamental que a métrica deva ser relacionada de uma maneira previsível a um tipo de impacto ambiental, obtendo dessa forma quatro classes de métricas (1) Composição – abundâncias; (2) Riqueza – diversidade; (3) Presença/ausência de espécies tolerantes (4) Métricas funcionais (HERING et al., 2006).

Para o desenvolvimento do índice multimétrico foram realizadas dez etapas: a) Definição da condição de referência; b) Seleção das métricas respostas; c) Cálculo das métricas respostas; d) Exclusão das métricas não apropriadas sem variabilidade; e) Definição do

gradiente de estressores ambientais; f) Avaliação da correlação entre estressores e métricas; g) Analisar as métricas com parâmetros candidatos; h) Criação do índice multimétrico; i) Definição das classes de qualidade; j) Interpretação dos resultados (HERING et al., 2006).

Definição da condição de referência

Há três formas de definir as condições de referência:

1) Considerando as características da comunidade de peixes da localidade que alcança valor máximo em uma dada métrica, criando uma situação empírica (ARAÚJO et al., 2003; HUED E BISTONI, 2005; FERREIRA & CASATTI, 2006; RODRIGUEZ-OLARTE et al., 2007).

2) Considerando as avaliações ambientais e a comunidade de peixes presente num local considerado de maior qualidade ambiental como “local de referência” (HAY et al., 1996; TOHAM & TEUGELS, 1999; RODRIGUEZ-OLARTE et al., 2006);

3) Reconstruindo hipoteticamente a comunidade, antes da alteração, através de dados históricos (ARAÚJO, 1998; LYONS et al., 2000; ZHU & CHANG, 2008).

Pela falta de dados históricos da ictiocenose e ausência de áreas úmidas sem nenhum impacto ambiental, foi optado pela situação empírica de referência. Neste caso a referência é o maior valor por métrica no ponto de amostragem. Assim a pontuação de referência irá refletir a melhor condição atingível. O valor de referência empírica mostra assim, as mesmas características que um local de referência, onde o nível de impacto seria o menor encontrado (COSTA & SCHULZ, 2010; FLORES LOPES, 2006; BOZZETTI & SCHULZ 2004; ARAÚJO, 1998).

Seleção das métricas biológicas respostas

Uma métrica ideal deve ser sensível ao estresse, ter uma baixa variabilidade natural e dar uma resposta que deve ser distinguida das variações naturais, e ser interpretável.

Uma métrica deve mostrar uma correlação significativa com os estressores ambientais. Esta correlação pode ser positiva ou negativa. Métricas que satisfizeram esses critérios são consideradas adequadas para avaliar a degradação do ecossistema das áreas úmidas e foram selecionadas como métricas candidatas.

Apenas as métricas que mostraram uma quantitativa mudança de impacto-resposta através de um gradiente estressor foram consideradas confiáveis.

Testamos a eficiência de 11 medidas biológicas, algumas propostas por nós, em razão da ictiofauna encontrada, outras propostas no IIB original de Karr (1981) ou utilizadas por outros autores nas suas adaptações do IIB (KARR et al. 1986, ARAÚJO 1998, BOZETTI & SCHULZ 2004, GANASAN 2006, COSTA & SCHULZ 2010).

As métricas candidatas testadas neste estudo foram:

1. Riqueza de espécies – Número total de espécies por ponto de amostragem tende diminuir com a degradação.

2. Riqueza rarefeita - Compara a diversidade taxonômica entre amostras de diferentes tamanhos, calculado pela fórmula (KREBS, 1989):

$$E(S) = \sum_{i=1}^S \left[1 - \frac{\binom{N - N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right]$$

$E(S)$ = é o número esperado de espécies em uma amostragem aleatória;

S = é o número total de espécies registradas,

N = é o número total de indivíduos registrados,

N_i = é o número de indivíduos da espécie i ,

n = é o tamanho padronizado da amostra escolhido.

3. Abundância total – Número total de indivíduos coletados nos pontos de amostragem.

4. Índices de diversidade Shannon H' - Um índice de diversidade que leva em conta não só o número de táxons, mas também o número de indivíduos. Varia de 0 para comunidades com um único táxon até valores elevados para comunidades com muitos táxons (HAMMER, 2012).

$$H = - \sum_i \frac{n_i}{n} \ln \frac{n_i}{n}$$

n_i = número de indivíduos da espécie i

5. Índice de diversidade Simpson - 1 - D. Mede a “equitabilidade” (“evenness”) da comunidade, de 0 a 1 (Hammer, 2012).

$$D = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

p = abundância relativa (proporção) da espécie i

p_i = abundância relativa (proporção) da espécie i na amostra $p_i = n_i/N$

6. Dominância = 1 - Índice de Simpson. Varia de 0 (todos os táxons presentes em iguais quantidades) a 1 (um táxon domina completamente a comunidade) (HAMMER, 2012).

$$D = \sum_i \left(\frac{n_i}{n} \right)^2$$

Onde, n_i é o número de indivíduos do táxon i.

7. Evenness – Esta medida representa a equitabilidade com a qual os indivíduos se distribuem entre os táxons presentes (HAMMER, 2012).

$$E = H' / \log S$$

S = número total de espécies amostradas.

H' = índice de diversidade de Shannon-Werner.

8. Evenness das classes de comprimento – Foi determinado as diferentes classes de comprimento dos peixes em cada ponto (por exemplo, indivíduos entre zero e um centímetro representam uma classe de comprimento). Após, foi calculado o índice de Evenness sobre essas classes usando o número das classes com suas respectivas abundâncias.

9. % de indivíduos carnívoros – Baseado em dados bibliográficos foi realizado o cálculo da porcentagem de indivíduos carnívoros em relação a abundância por ponto, o valor diminui com a degradação.

10. % de indivíduos que respiram ar – Baseado em dados bibliográficos foi realizado o cálculo da porcentagem de indivíduos que respiram ar atmosférico em relação a abundância por ponto, o valor aumenta com a degradação (BOZETTI & SCHULZ, 2004).

11. % de Indivíduos de longa vida - Baseado em dados bibliográficos foi realizado o

cálculo da porcentagem de indivíduos considerados de longa vida em relação a abundância por ponto, o valor diminui com a degradação (BOZETTI & SCHULZ, 2004).

Cálculo das métricas resposta

As métricas candidatas foram submetidas às análises e avaliadas quanto à eficácia e validade de acordo com os passos abaixo:

1º - As métricas com um intervalo estreito de valores ou com muitos outliers e valores extremos, devem ser excluídas, este método é facilmente visível através de box plot (HERING et al. 2006).

2º - As métricas redundantes são desconsideradas. As métricas desconsideradas são as que apresentem uma correlação de Spearman $>0,8$ (HERING et al. 2006). Dentre as duas métricas a escolhida será aquela que apresentar melhor correlação com os parâmetros ambientais (figura 2 – fluxograma).

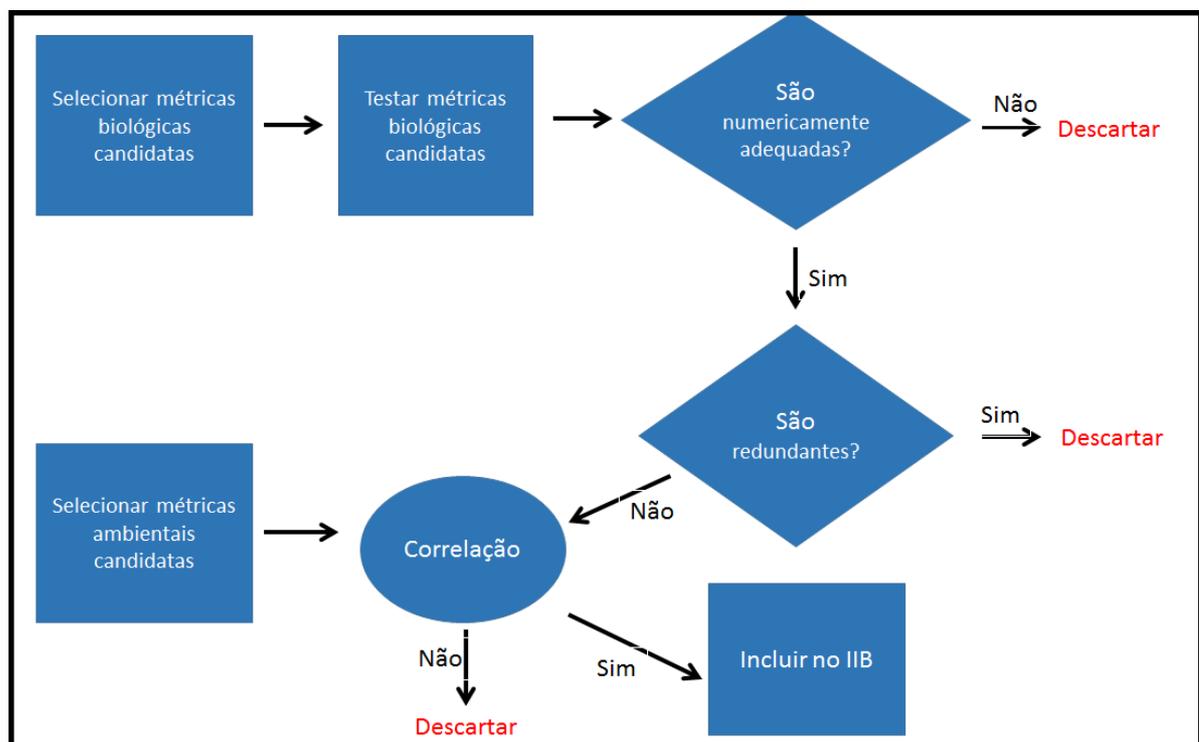


Figura 2. Fluxograma indicando as etapas para seleção das métricas respostas.

Seleção dos parâmetros ambientais

Para a avaliação dos parâmetros ambientais, foram escolhidas para análise as variáveis

que possivelmente mais influenciam na comunidade de peixes. Assim, foram adotados parâmetros divididos em duas classes, variáveis físico/químicos e variáveis de uso do solo. Para o levantamento de parâmetros físico-químicos da água, foi utilizada uma sonda programável, modelo Horiba, que mediu os valores de temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido, turbidez e potencial redox (tabela 2).

Para a análise das métricas da paisagem em torno dos pontos de amostragem seguiram as seguintes etapas:

- 1- Foram classificadas as imagens utilizando áreas de referência que foram visualizadas em campo e obtidas a coordenada geográfica para comparar a imagem do satélite com as áreas de interesse e área referência;
- 2- Foram extraídas as imagens do Google Earth Pro (Google, 2014) em 15.12.2014 com resolução de 48000 x 2845;
- 3- Foi utilizado o sistema de coordenadas UTM, Datum SAD69 para georreferenciar as imagens;
- 4- Foi criado um buffer com 500m de raio em cada imagem realizando a classificação da área. As classificações e georreferenciamento foram realizados no Software ArcGIS 10.1 (Esri 2010).

Para a geração das informações foi criada 8 classes da paisagem ou uso do solo:

- 1) Lâmina de água em torno: todas as lâminas de água visualizadas em torno do ponto de amostragem rios, açudes, lagos e áreas úmidas;
- 2) Área edificada: Concentrações de construções variáveis, civis, vilarejos e estradas;
- 3) Lavoura: cultivos de vegetais diversos;
- 4) Silvicultura: áreas de concentrações de cultivos de pinus (*Pinus* sp.) e eucalipto (*Eucalyptus* sp.);
- 5) Campo: áreas de vegetações rasteiras e arbustivas com e sem uso da pecuária;
- 6) Mata: áreas ocupadas por espécies de árvores nativas de médio e grande porte;

Para uma melhor compreensão do uso do solo os valores das classes foram transformadas em porcentagem em relação a área do buffer através da fórmula:

$$A\% = X * 100 / (785.000\text{m}^2)$$

A%= porcentagem da área em relação ao buffer;

X= m² da classe

Independentemente do buffer foi calculada as medidas de:

- 7) Distâncias entre o ponto de amostragem e calha do rio, e, entre o ponto de amostragem e a concentração da área edificada mais próxima;
- 8) A área do ponto de amostragem em m².

Essas medidas foram obtidas com auxílio do Software GooglePro

Adaptação do IIB

Para calcular os escores do IIB seguimos as sugestões de Ganasan & Hughes (1998) e Bozetti e Schulz (2004), que determinam valores de 1 a 10 para cada parâmetro de avaliação das ictiofaunas. As métricas foram definidas quanto ao seu significado ecológico. Aqueles em que o valor diminui com a degradação ambiental (maior número refletindo uma melhor condição da ictiofauna) foram calculados pela fórmula:

O/R x 10

Onde *O* é o valor observado e *R* o valor de referência. Ao contrário, quando o parâmetro aumenta o valor com o aumento da degradação (maior número refletindo pior situação da ictiofauna), a fórmula utilizada foi:

R/O x 10

Por exemplo, o melhor valor para a métrica da riqueza foi 21 (este será o valor de referência), neste caso, utilizaremos a riqueza em um dos pontos que é 16 (valor observado). Então, $16/21 \times 10 = 7,62$ (valor do escore).

Métricas nas quais os valores foram zero e envolviam porcentagem foram tratados um pouco diferente de acordo com a proposta de Ganasan (1998). Nestes casos, o quociente foi subtraído por 1 antes da multiplicação por 10. Por exemplo, 0% de indivíduos que respiram ar, foi o valor mais desejável observado para uma dada métrica, segundo o autor, é calculado a diferença entre 100% e o melhor valor encontrado (100-0), para 1,9% de indivíduos que respiram ar aplica-se o cálculo $([1 - 1,9/100] \times 10)$ o que resultou em 9,81 para o resultado do escore da métrica.

Ao final das indicações dos valores, foi calculada a soma de cada métrica por ponto. Foi aplicado, então, uma regra de três simples para enquadrar os valores finais dos escores em um gradiente que variasse entre zero a 100, o qual indica a classe de integridade da comunidade íctica. As condições ambientais foram divididas em 5 classes, baseado em Hering et al. (2006) e adaptado conforme a especificidades da metodologia: Condição excelente (80-100), Condição aceitável (61-80), Deficiência moderada (41-60), Condição deficiente (21-40) e Extremamente impactada (zero-20).

Tratamento dos dados

Os índices de diversidade Shannon, Simpson, Evenness, a Dominância e a Riqueza Rarefeita foram calculados com o auxílio do programa PAST 2.16.

Para a classificação do uso do solo foram utilizados os programas computacionais ArcGis versão 10.1, da empresa Esri, para o processamento de dados espaciais, e o Google Earth versão PRO, da Google, para a obtenção de imagens de alta resolução espacial.

Para padronizar os valores dos parâmetros ambientais, os dados foram transformados em logaritmo (\log_{10}) para os parâmetros físico/químicos e raiz quadrada para parâmetros da paisagem.

Foi avaliada a relação entre os valores de perturbação de cada métrica usando métodos não paramétricos, por meio de Coeficientes de correlação Spearman, considerando as correlações que foram significativas com $p < 0,05$.

Análises gráficas (box plot) foram utilizadas para testar a sensibilidade das variáveis e excluir métricas numericamente inadequadas. Foi utilizado o programa IBM SPSS 20.

Para comparar os escores do IIB foi calculada uma análise de cluster (com o algoritmo “paired group” e a medida de similaridade “euclidean”, que é a função “default”) no programa PAST (Hammer, 2012).

Para estimar quais variáveis do uso do solo e físico/químico mais influenciam os escores das métricas biológicas, utilizamos modelagens estatísticas no programa IBM SPSS 20, onde empregamos análises de Regressão Linear Múltipla com seleção de variáveis backward. Escolhemos como melhor modelo o que apresentou o maior valor preditivo (R^2) e o menor valor de significância (p).

RESULTADOS

Coleta da ictiofauna

Foi coletado um total de 6006 peixes representados por 44 espécies (Tabela 4) e 16 famílias, a maior riqueza foi encontrada 21 espécies e a menor obteve riqueza zero.

Parâmetros abióticos

Para os dados físico/químicos coletados foram encontrados valores da temperatura, oxigênio, condutibilidade, turbidez e potencial redox (tabela 1). As medidas dos parâmetros físicos/químicos são resultados de uma única coleta realizada no ponto de amostragem.

Tab. 1. Medidas dos parâmetros físico-químicos nos pontos de amostragem de áreas úmidas na Bacia do Rio dos Sinos.

Pontos	TEMP. °C	O₂ dis (mg/l)	Cond. (mS/cm)	Solidos dis.(g/L)	Turbidez (NTU)	POT RED(ORPmV)
Ponto 1	21,53	2,33	0,057	0,038	8,5	202
Ponto 2	23,14	3	0,058	0,038	8,6	101
Ponto 3	28,41	5,45	0,07	0,044	2,4	141
Ponto 4	16,47	0,22	0,144	0,094	49,5	-114
Ponto 5	24,9	3,5	0,068	0,045	7,1	163
Ponto 6	23	4,7	0,04	0,06	40	9,4
Ponto 7	29,98	5,6	0,069	0,046	25,9	147
Ponto 8	17,36	7,48	0,05	0,032	19,7	181
Ponto 9	25,97	3,77	0,094	0,061	1,64	225
Ponto 10	27,56	1,62	0,03	0,019	4,6	200
Ponto 11	26,75	2,7	0,034	0,022	4,7	109
Ponto 12	26,27	4,67	0,061	0,04	4,6	123
Ponto 13	26,97	5,58	0,051	0,033	126	205
Ponto 14	23,96	3,7	0,023	0,015	5	249
Ponto 15	25,76	4,7	0,036	0,023	14,7	237
Ponto 16	19,54	3,4	0,029	0,019	15,2	160
Ponto 17	28,1	6,35	0,141	0,09	5,5	125
Ponto 18	29,48	4,4	0,062	0,04	0,1	139
Ponto 19	27,92	4,3	0,028	0,64	6	1.53
Ponto 20	33,75	4,9	0,059	0,038	2,5	166

Análise dos parâmetros biológicos

Havia 11 métricas biológicas candidatas. Estas foram inicialmente testadas seguindo os passos para exclusão e definição das métricas e foram obtidos os resultados:

1º - A partir das análises gráficas utilizando box plot conferiu-se que as métricas testadas nesta análise foram adequadas e mantidas (figuras 3 e 4).

2º - No caso de métricas redundantes, correlacionaram os índices de diversidade Shannon e Simpson ($R^2 = 92,9$, $p < 0,001$) que são métricas relacionadas à dominância, foi excluída a métrica do índice de Simpson. Também correlacionaram às métricas de índice de diversidade Evenness e Shannon, ($R^2 = 44,8$, $p < 0,048$), métricas que estão relacionadas à dominância, foi eliminada a métrica de Shannon. No mesmo teste, houve a correlação da métrica da riqueza e da riqueza rarefeita ($R^2 = 63,8$; $p < 0,002$), foi excluída a métrica da riqueza rarefeita. Entre os pares de métrica redundantes que correlacionaram o critério de escolha para definição da métrica foi aquela que melhor correlacionou com os parâmetros ambientais.

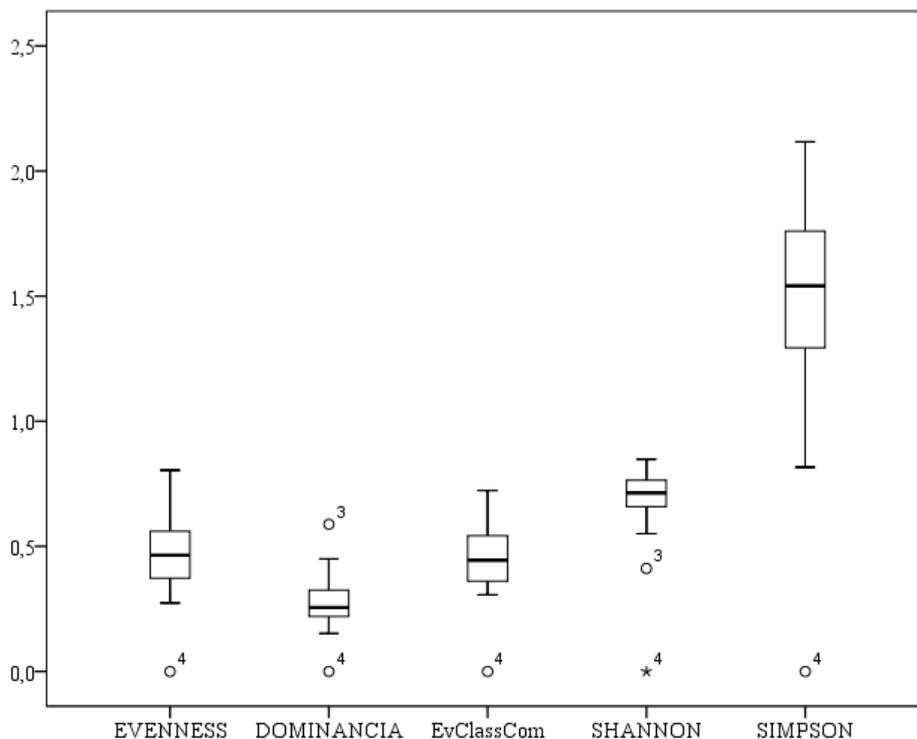


Figura 3. Análise gráfica do box plot, com barras de intervalo de confiança, análise dos

índices de diversidade que apresentam valores numericamente adequados.

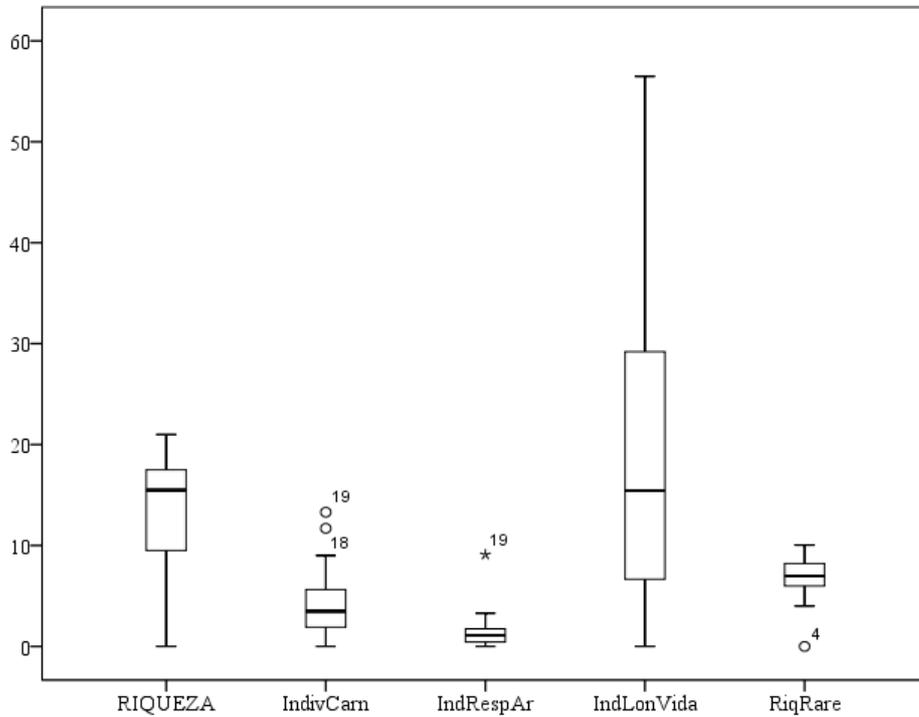


Figura 4. Análise gráfica do box plot, as barras indicam o intervalo de confiança, análise das métricas testadas que apresentam valores numericamente adequados.

Foram eliminadas do processo três métricas restando 8 selecionadas (tabela 2), calculou-se, então, os escores totais (tabela 5) para classificação da situação de degradação de cada ponto. As métricas % de indivíduos carnívoros, % de indivíduos que respiram ar e % de indivíduos de vida longa foram obtidas com auxílio da bibliografia a partir da identificação das espécies (tabela 6).

Tabela 2. Oito métricas selecionadas e sua resposta à degradação.

MÉTRICAS	RESPOSTAS
1. Riqueza	Diminui a medida que aumenta a degradação
2. Abundância por ponto	Diminui na grande maioria das espécies em locais degradados e não distingue espécies
3. Evenness	Diminui a homogeneidade da distribuição de abundância de espécies em locais degradados
4. Dominância	Aumenta com a degradação
5. % Indivíduos com capacidade de respirar ar	Aumenta com a degradação
6. Evenness das classes de comprimento	Diminui em locais degradados ocorrendo desequilíbrio na ocorrência de indivíduos com tamanhos pequenos e grandes
7. % de indivíduos carnívoros	Diminui com a degradação, devido ao desaparecimento das presas
8. % de indivíduos de longa vida	Diminui com o aumento do impacto considerando que sua presença indica qualidade do habitat para seu suporte

Resultados do IIB

A partir dos valores brutos dos parâmetros ambientais (tabela 3), foi calculado os escores das pontuações das métricas finais que variaram de 0 a 10 e foi obtido os valores dos escores finais (tabela 4).

Tabela 3. Valores brutos das métricas ambientais.

Pontos	Riqueza	Evenness	Dominância	Eveness		%Indivíduos		
				Classes de Comprimento	Abundância	%Indivíduos Carnívoros	Respiram Ar	%Indivíduos Vida Longa
P1	16,00	0.3503	0.235	0.3331	844	9%	1,54%	47,78%
P2	18,00	0.2736	0.4495	0.3375	951	2,7%	1,05%	56,48%
P3	9,00	0.2773	0.5883	0.3771	263	1,5%	1,9%	1,52%
P4	0,00	0	0	0	0	0%	0%	0%
P5	9,00	0.4519	0.2686	0.4489	146	0,5%	0,68%	14,38%
P6	16,00	0.5514	0.2525	0.3911	278	6,11%	0,35%	16,54%
P7	21,00	0.5687	0.152	0.5189	273	5,57%	1,46%	31,13%
P8	19,00	0.3814	0.1854	0.4896	376	4,7%	0,53%	51,59%
P9	19,00	0.4602	0.2395	0.3537	685	1,6%	1,16%	20,72%
P10	11,00	0.5434	0.3539	0.5582	140	5,7%	1,42%	38,57%
P11	16,00	0.5174	0.3039	0.4396	152	4,54%	0,65%	2,63%
P12	15,00	0.4698	0.3224	0.4599	312	2,29%	0,32%	6,08%
P13	8,00	0.6524	0.2325	0.6625	93	0%	0%	0%
P14	12,00	0.5471	0.2027	0.7231	108	4,6%	0,92%	8,33%
P15	16,00	0.6201	0.3608	0.4212	301	2,65%	1,66%	7,97%
P16	18,00	0.3648	0.3282	0.3067	218	2,2%	1,83%	16,51%
P17	17,00	0.3876	0.2471	0.3683	658	2,88%	0,3%	22,49%
P18	10,00	0.6446	0.2076	0.7023	34	11,7%	2,94%	8,82%
P19	4,00	0.8043	0.314	0.6579	22	13,3%	9,09%	27,27%
P20	12,00	0.4385	0.2588	0.5268	152	4,1%	3,28%	7,23%

Tabela 4. Escores das métricas por ponto de amostragem.

	Riqueza	Evenness	Dom.	Eveness classes Compr.	Abund.	% carnívoros	% respiram ar	% Vida longa	Total	ESCORES TOTAIS
P1	7.62	4.36	6.47	4.61	8.87	6,76	9.98	8.46	47,08	58,85
P2	8.57	3.4	3.38	4.67	10	2,03	9.98	10	52,02	65,02
P3	4.29	3.45	0.26	5.22	2.77	1,12	9.98	0,26	29,32	36.65
P4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P5	4,28	5.62	5.66	6.21	1.54	0,37	9.93	2.55	36,11	45,13
P6	7.62	6.86	6.02	5.41	2.92	4,59	9.99	2.93	43.4	54,21
P7	10	7.07	10	7.18	2.87	4,14	9.98	5.51	56,34	70,42
P8	9.05	4.74	8.2	6.77	3.95	3,53	9.99	9.13	55,10	68,87
P9	9,04	5.72	6.35	4.89	7.2	1,2	9,98	3.67	47,68	59.6
P10	5.24	6.76	4.29	7.72	1.47	4,28	9.98	6.83	46,11	57.6
P11	7.62	6.43	5	6.08	1.6	3,41	9.99	0.47	40,22	50,27
P12	7.14	5.84	4.71	6.36	3.28	1,72	9.99	1.08	39,91	49,84
P13	3.81	8.11	6.54	9.16	0.98	0	10,00	0	38,22	47,77
P14	5.71	6.8	7.5	10	1.14	3,45	9,90	1.47	45,67	57,08
P15	7.62	7.71	4.21	5.82	3.17	1,99	9.98	1.41	41.4	51,75

P16	8.57	4.54	4.63	4.24	2.29	1,65	9.98	2.92	38,38	47,97
P17	8.1	4.82	6.15	5.09	6.92	2,16	9.99	3.98	46,96	58,7
P18	4.76	8.01	7.32	9.71	0.45	8,79	9.97	1.56	49,85	62,31
P19	1.9	10	4.84	9.1	0.23	10,00	9.9	4.83	49,97	62,46
P20	5.71	5.45	5.87	7.29	1.6	3,08	9.96	1.28	39,69	49,61

Foi obtido cinco pontos com classificação de “Condição Aceitável” sendo a maior pontuação 70, a maioria dos locais de amostragem foram considerados de “Condição Moderada” com pontuação entre 41 e 60, não se obteve, nos cálculos de pontuações, pontos de amostragem que pudessem ser classificados como de “Condição Excelente”.

Tabela 5. Valores dos Escores por ponto e a classificação por condição ambiental – Condição Aceitável (CA); Deficiência Moderada (DM); Condição Deficiente (CD) e Extremamente Impactada (EI).

PONTO	ESCORES	CLASSES
P1	58.85	DM
P2	65.02	CA
P3	36.65	CD
P4	0	EI
P5	45.13	DM
P6	54.42	DM
P7	70.42	CA
P8	68.87	CA
P9	59.6	DM
P10	57.63	DM
P11	50.27	DM
P12	49.84	DM
P13	47.77	DM
P14	57.08	DM
P15	51.75	DM
P16	47.97	DM
P17	58.7	DM
P18	62.31	CA

P19	62.46	CA
P20	49.61	DM

Foram duas áreas consideradas de pior qualidade, uma área úmida que apresentou 36 pontos e sua classificação foi de “Condição Deficiente” (CD), com valores dos escores muito baixos, e a área visivelmente mais degradada com escores zerados. Esta área foi classificada como “Extremamente Impactada” (EI).

A classificação do uso do solo auxiliou na análise da influência de cada um dos parâmetros do ambiente sobre a qualidade do ambiente dos pontos de amostragem (tabela 2 dos anexos).

A análise de cluster (figura 5) agrupou os pontos na vizinhança das áreas urbanas e rurais. Apenas um ponto urbano (6) entrou no grupo rural e um rural (17) no grupo urbano.

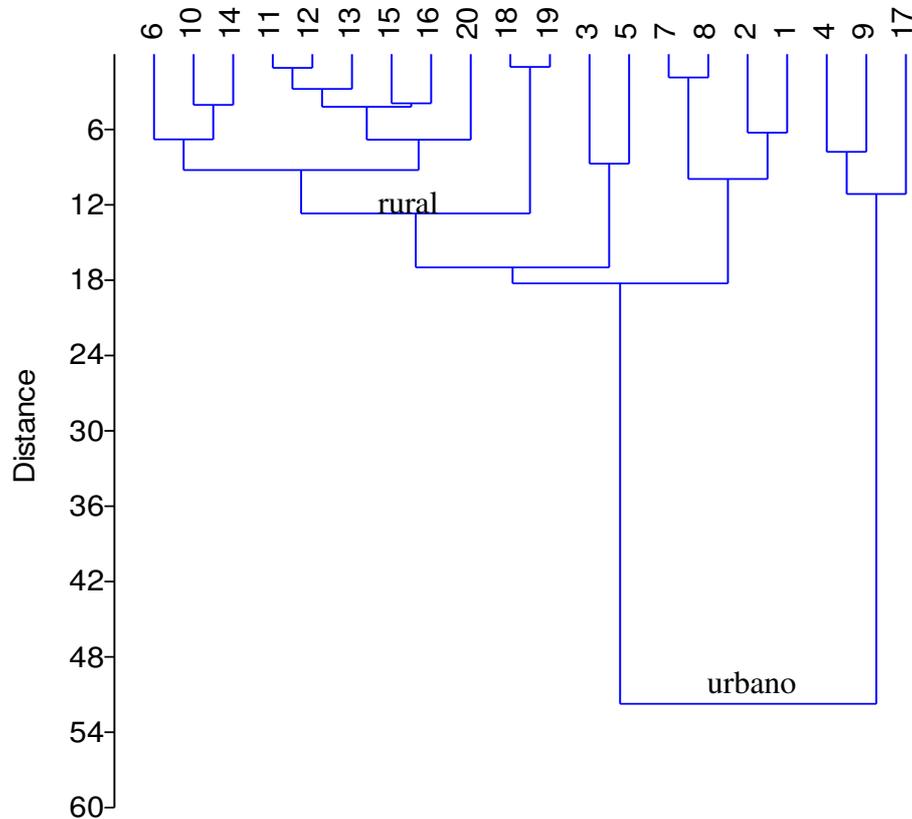


Figura 5. Análise de cluster dos escores dos pontos de amostragem. Grupo rural com pontos na proximidade de áreas rurais, grupo urbano com pontos na proximidade de áreas urbanas.

No intuito de identificar quais os estressores influenciaram mais na qualidade do ambiente, foram avaliados os escores com as variáveis ambientais. A análise de regressão linear múltipla gerou sete modelos significativos. Foi definido pelo modelo sete que apresentou melhor resultado de significância para os estressores ambientais O₂ e áreas edificadas ($R^2 = 60,6$ $p < 0,001$), com a concentração de O₂ ($b = 19,9$; $p = 0,044$) e áreas edificadas ($b = -4,66$; $p = 0,025$).

Tabela 6. Classificações das espécies de peixes em grupos de indivíduos carnívoros, indivíduos que respiram ar e indivíduos de vida longa.

Espécies	Abundância	Indivíduos carnívoros	Indivíduos que respiram ar	Indivíduos de vida longa
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	20	X		
<i>Aphyocharax anisitsi</i>	26			
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	166			
<i>Astyanax henseli</i>	8			
<i>Astyanax fasciatus</i>	321			
<i>Astyanax jacuhienses</i>	185			
<i>Australoheros facetus</i>	1			
<i>Characidium orientale</i>	13			
<i>Characidium rachovii</i>	5			
<i>Characidium pterostictum</i>	1			
<i>Characidium t�nue</i>	13			
<i>Characidium zebra</i>	39			
<i>Charax stenopterus</i>	6	X		
<i>Cheirodon ibicuiensis</i>	145			
<i>Cheirodon interruptus</i>	229			
<i>Cichlasoma portalegrense</i>	76			
<i>Corydoras paleatus</i>	33		X	
<i>Crenicichla lepidota</i>	48	X		X
<i>Cyanocharax alburnos</i>	16			
<i>Cyphocharax spilotus</i>	24			
<i>Cyphocharax saladensis</i>	125			
<i>Cyphocharax voga</i>	1087			X
<i>Eigenmannia virescens</i>	1			
<i>Geophagus brasiliensis</i>	35			X
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	304			

<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	222			
<i>Gymnotus carapo</i>	1	X	X	X
<i>Hoplias malabaricus</i>	33	X	X	X
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	53			
<i>Hyphessobrycon boulengeri</i>	231			
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	1662			
<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	74			
<i>Hisonotus vireo</i>	5			
<i>Macropsobrycon uruguayanae</i>	8			
<i>Oligosarcus robustus</i>	140	X		
<i>Pimelodella australis</i>	4			X
<i>Platanichthys platana</i>	26			
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	12			
<i>Pseudocorinopoma doriae</i>	353			
<i>Rhamdia quelen</i>	6		X	X
<i>Rineloricaria cadeae</i>	2		X	X
<i>Rineloricaria microlepidogaster</i>	1		X	X
<i>Steindachnerina biornata</i>	244			X
<i>Symbranchus marmoratus</i>	2	X	X	X

DISCUSSÃO

O estudo apresenta uma pesquisa sobre índices ecológicos à base de peixe para uso nas áreas úmidas. Este índice é o único que foi desenvolvido com dados da ictiofauna em áreas úmidas da bacia hidrográfica do Rio dos Sinos. No entanto, índices de integridade biótica, foram desenvolvidos em outros ecossistemas aquáticos na região. Bozzetti & Schulz, 2004, desenvolveram um índice baseado na fauna ictica em riachos. Córregos da bacia dos Sinos foram a área de estudo do trabalho de Costa & Schulz, 2010. O relacionamento entre comunidades de peixes e áreas úmidas foi documentado em alguns casos, Brazner 1997, Brazner e Beals 1997, Seilheimer & Chow-Fraser, 2006, Seilheimer & Chow-Fraser, 2007 e Richardson-Bristol, 2008.

Além das métricas utilizadas por Karr (1981) e Araujo (1998), também se levou em consideração métricas utilizadas por trabalhos realizados na região tais como Bozzetti e Schulz (2004) e Costa e Schulz (2006) e algumas métricas que tiveram sua eficácia comprovadas nos trabalhos de Pinto et al.(2006) e Rodriguez-Olarte et al. (2006) e Ferreira & Casatti (2006). Com os testes de correlação foi possível chegar a 8 métricas finais, resultado parecido com de Costa & Schulz, (2010) que também obtiveram 8 medidas biológicas, com três métricas

compatíveis, riqueza de espécies, % de indivíduos carnívoros e abundância. Bozzetti & Schulz, (2004) calcularam seu IIB com 10 métricas, em comum com este estudo são as métricas de riqueza de espécies, % de indivíduos carnívoros e indivíduos de vida longa.

As métricas finais selecionadas neste estudo integram atributos ecológicos importantes que se comportam de forma generalista, podendo ser utilizados em outras localidades que se pretenda determinar a qualidade desses ecossistemas, por esses motivos foram propostas as métricas:

A riqueza das espécies e a abundância total são métricas fundamentais na análise da integridade de um ambiente, elas fundamentam as informações biológicas (ARAÚJO, 1998). O estudo apresentou grande variação na métrica da riqueza entre os pontos amostrados. Para Rodriguez-Olarte (2006) a riqueza apresenta-se como uma métrica sensível às variáveis do ambiente, o que justifica a maior riqueza em ambientes de melhor qualidade.

O uso de métricas como índices de diversidade e dominância é justificado pelos autores Ferreira & Casatti (2006) e Rodriguez-Olarte et al. (2006) que consideram que em um gradiente de alteração ocorrem mudanças na abundância relativa, observando que em um ambiente degradado as populações das espécies mais sensíveis são eliminadas ou reduzidas, e as tolerantes passam a dominar. É visível que as áreas úmidas estudadas, demonstram uma adaptação da ictiofauna presente aos impactos sofridos por estes.

A métrica “% de indivíduos que respiram ar” demonstra tolerância ao baixo nível de oxigenação e tende a aumentar com a degradação ambiental. A abundância de indivíduos que possuem a capacidade de respirar ar atmosférico tem relação com uma situação de estresse (BOZZETTI & SCHULZ 2004; FERREIRA & CASATTI, 2006). Essa informação corrobora com o nosso estudo que demonstrou um maior número de indivíduos que respiram ar nas áreas com menor concentração de oxigênio dissolvido, analogamente, no local que apresentou maior nível de hipóxia não foi encontrado nenhum indivíduo, demonstrando visível sensibilidade da ictiofauna em relação com a deficiência dos níveis de oxigênio no ambiente. A área está localizada dentro da área urbana, com elevada porcentagem de área edificada em seu entorno.

Para Bozzetti & Schulz (2004) a relação das métricas de estrutura trófica com a porcentagem de indivíduos carnívoros oferece uma resposta sobre o ambiente e sua capacidade de manter espécies de topo de pirâmide trófica, estes indivíduos estiveram menos presentes nos ambientes considerados de “deficiência moderada” e “condições deficientes”

umentando nas condições ambientais menos impactadas.

Espécies de longa vida foram consideradas como uma métrica importante, pois podem ocorrer em vários habitats e é sensível a degradação. Alguns autores (BOZZETTI & SCHULZ 2004, FERREIRA & CASSATI 2006, RODRIGUEZ-OLARTE 2006) utilizaram a referida métrica, pois provavelmente integram melhor a história de impactos do ambiente. Os ambientes de pior classificação demonstraram menor incidência de indivíduos de longa vida.

A métrica de Evenness das classes de comprimento demonstrou ser uma medida de muita relevância, pois informa de maneira explícita o status do ambiente, indicou que em ambientes no qual há maior ocorrência de indivíduos pequenos, jovens e adultos o provável é que o ambiente seja propício em relação a qualidade para o desenvolvimento e crescimento da ictiofauna.

De acordo com o cálculo dos escores para o IIB, foram cinco os pontos de melhor qualidade ambiental, com classificação “Condição Aceitável” com pontuação entre 61 e 80. Estes pontos de melhor qualidade estão distribuídos com três locais próximos às áreas urbanas e dois locais nas áreas rurais. Tais resultados são provavelmente devido ao fato desses ambientes encontrarem-se mais preservados em relação aos demais, visto que nestes locais puderam ser observadas menores alterações, maior quantidade de vegetação, menor quantidade de pastagens e edificações. Para Agostinho et al. (2005), esses estão entre os principais fatores que prejudicam a conservação da biodiversidade em águas continentais brasileiras.

A melhor qualidade ambiental expressa no local de pontuação do escore 70, localizado na parte inferior da bacia do Rio dos Sinos, foi um dos resultados que se destacaram no estudo. O ponto próximo ao perímetro urbano, apesar de apresentar vegetação ripária representada por 68% da área do buffer, e pouca modificação em seu entorno, são perceptíveis algumas atividades antrópicas. O IIB deste local foi considerado o de melhor qualidade ambiental uma vez que este ponto apresentou resultados satisfatórios em seus escores de riqueza de espécies e menor dominância (D) que foram os valores de referência (pontuação 10 nos escores), destacando-se a baixa % de indivíduos que respiram ar e alto valor em diversidade Evenness (E), estes fatores influenciaram no resultado final do IIB. Sendo resultados semelhantes aos verificados por autores como Leidy e Fielder (1985), os quais encontraram que tanto a riqueza de espécies como a diversidade aumenta nos locais sujeitos a um moderado distúrbio humano. Segundo Fausch et al. (1990), os atributos da riqueza de

espécies e a diversidade tendem a aumentar em locais com menor degradação.

Treze pontos tiveram classificação “Deficiência Moderada”, com variação entre 41 e 60. Estes pontos demonstraram distribuição uniforme entre as áreas urbanas e rurais, representados por 6 pontos e 7 pontos respectivamente. Nesses casos parece refletir um conjunto de perturbações, o que o IIB é capacitado devido a avaliação dos diferentes níveis de organização da assembleia de peixes. Da mesma maneira que Gammon e Simon (2000) foi possível detectar a queda no IIB devido a redução da qualidade da água e dos mais diversos impactos. Estes resultados justificam-se principalmente pela caracterização do ambiente no entorno, enquanto os pontos próximos às áreas urbanas apresentam maior área edificada, os localizados próximos às áreas rurais apresentam maior quantidade de lavoura em seu entorno, quatro locais são áreas úmidas artificiais oriundas de extração de barro para olaria e estão em processo de recuperação. Estes fatores, provavelmente são os que mais influenciam na qualidade do ecossistema.

Já as duas áreas de pior qualidade, se encontram dentro da área urbana, deduzindo dessa forma, que os maiores impactos estejam sendo produzidos pelas ações antrópicas geradas pela urbanização. O ponto com valor de escore 36, um dos valores mais baixos é visivelmente modificado, esta área úmida é artificial, no passado era extraído barro para olaria, e o ambiente está em estágio de recuperação. O ponto apresentou a menor porcentagem de indivíduos de longa vida e elevada dominância (D), atributos que diminui a pontuação dos escores, considerados como indicadores de qualidade e de intolerância a habitats impactados e variações ambientais (AQUINO et al., 2009). Estes fatores ocorrem em locais onde um grande número de espécies tem distribuição limitada (ARAÚJO et al., 2003). A ocorrência de espécies tolerantes em grande abundância pode estar relacionada à perda de integridade ambiental (KENNARD et al. 2005). O IIB se mostrou muito sensível ao atributo do percentual de espécies dominantes, o que contribuiu para que esse ponto fosse o único classificado como de “Condição Deficiente”.

Já o ponto que apresentou a pior qualidade ambiental, sendo classificado como “extremamente impactado” refletiu nível de degradação mais acentuado através dos resultados do IIB. Este ponto foi notadamente o mais impactado. Aparentemente, sua maior perturbação é a redução nos níveis de oxigenação, visto que esta variável é a que drasticamente variou em comparação com as outras áreas úmidas estudadas, o que implicou no fato da ausência de peixes. Podemos explicar pela conjuntura de estar localizado dentro da

área urbana e apresentou a maior porcentagem de área edificada no buffer de 500 m, além de pouca quantidade de vegetação ripária.

O fato de nenhum ponto ter obtido escore suficiente, no IIB geral, para ser classificado com “Condição Excelente” indica uma possível degradação ambiental nas áreas úmidas da planície de inundação da Bacia do Rio dos Sinos. O que está de acordo com as observações realizadas em campo, onde foi possível notar maior quantidade de pastagem, ocupação humana e modificações do entorno das áreas. Resultados como esses revelam uma série de ameaças comuns nas áreas úmidas, tais como limites artificiais, tamanhos insuficientes e falta de recursos para os programas de manejo e fiscalização efetiva (PERELLO et al., 2010).

O resultado da regressão linear múltipla entre os escores biológicos e os estressores ambientais revelou que o O₂ e a área edificada são os que mais influenciam na qualidade do ambiente, o O₂ influencia positivamente, enquanto as áreas edificadas de forma negativa. Esta análise corrobora com os resultados encontrados nas áreas úmidas de melhor e pior condição ambiental.

Este estudo representa o primeiro desenvolvimento abrangente de um índice de condição de áreas húmidas à base de peixe para toda a bacia do Rio dos Sinos e tem amplas aplicações para gestão das terras alagadiças. O IIB é derivado a partir da relação entre as variáveis bióticas e ambientais e tem uma relação significativa com a qualidade do ambiente. Concordamos com Seilheimer & Chow-Fraser (2007), que relatam que o IIB é um método rápido para a determinação da condição das áreas úmidas. O índice pode ser aplicado a conjuntos de dados existentes e permite uma maior flexibilidade no seu uso futuro. Também concordamos com Araújo, (1998) e Bozzetti & Schulz (2004) com referência a cautela na aplicação e deduções com base no IIB, visto que é pouco provável que um único valor possa refletir as variações naturais e antrópicas de maneira efetiva. O IIB para áreas úmidas da bacia do Rio dos Sinos demonstrou ser um método eficiente para determinar a condição de qualidade do ecossistema.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A.A. THOMAZ S.M. & GOMES L.C. 2005. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology*, v. 19(3):646-652.
- AMEZAGA, J.M., SANTAMARÍA, L. & GREEN AJ. 2002. Biotic wetland connectivity - supporting a new approach for wetland policy. *Acta Oecológica*. v. 23, 213-222.

AQUINO, P.P.U., SCHNEIDER, M., SILVA, M.J.M., FONSECA, P.A., ARAKAWA, B.H. & CALVACANTI D.R. 2009. Ictiofauna dos Córregos do Parque Nacional de Brasília, Bacia do Alto Rio Paraná, Distrito Federal, Brasil Central. *Biota Neotropica*, v.9(1): 217-213.

ARAÚJO, F.G. 1998. Uso da Taxocenose de Peixes como Indicadora de Degradação Ambiental no Rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v.41(3): 370-378.

ARAÚJO, F., FICHBERG, I., PINTO, B.C.T. e PEIXOTO, M.G. 2003. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul. *Environmental Management*, v.32(4): 516-526.

BARBIER, E.B., ACREMAN, M.C. & KNOWLER, D. 1996. Economic valuation of wetlands: a guide for policy makers and planners. Ramsar Convention Bureau, Gland, Switzerland. 63p.

BOZZETTI, M. & SCHULZ, U.H. 2004. An index of integrity based on fish communities of subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia* 529: 133–144.

BRAZNER, J.C. 1997. Regional, habitat, and human development influences on coastal wetland and beach fish assemblages in Green Bay, Lake Michigan. *Journal Great Lakes Res.* 23:36–51.

BRAZNER, J.C. & BEALS, E.W. 1997. Patterns in fish assemblage from coastal wetland and beach habitats in Green Bay, Lake Michigan: a multivariate analysis of abiotic and biotic forcing factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54:1743–1761.

CALLISTO, M. & ESTEVES, F.A. 1995. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita, Lago Batata (Pará, Brasil). *Oecol. Brasil*, v.1, 281-291p.

CARAMASCHI, E. P. 1986. Distribuição da ictiofauna de riachos das Bacias do Tietê e do Paranapanema, junto ao divisor de águas (Botucatu, SP). (Doutorado) Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, São Paulo, 245p.

COMITESINOS. Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. 2000. Enquadramento das águas da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. São Leopoldo: Impresul, 16p.

COMITESINOS. 2016. Projeto Verde Sinos. Disponível em: <<http://www.comitesinos.com.br/>> Acesso em: março 2016.

- COSTA, P.F. & SCHULZ, U. H. 2010. The fish community as an indicator of biotic integrity of the streams in the Sinos River basin, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 2010, vol. 70, no. 4 (suppl.), p. 1195-1205.
- DE GROOT, R.S., 1992. *Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making*. Wolters Noordhoff. 315p.
- FAUSCH, K.D., LYONS, J., KARR, J.R. & ANGERMEIER, P. L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*. 8:123-144p.
- FELD, C.K. 2005. *Assessing hydromorphological degradation of sand-bottom lowland rivers in Central Europe using benthic macroinvertebrates*. Dissertation, University of Duisburg-Essen, Essen, 127pp.
- FERREIRA, C. & CASATTI, L. 2006. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v.23 (3): 642-651p.
- FERREIRA, F.C. & PETRERE-JUNIOR, M., 2007. Anthropic effects on the fish community of Ribeirão Claro, Rio Claro, SP, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 1, p. 23-32.
- GANASAN, V. & HUGHES, R.M., 1998. Application of an index of biological integrity (IIB) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology* 40:367-383p.
- GAMMON, J.R. & SIMON, T.P. 2000. Variation in a Great River index of biotic integrity over a 20-year period. *Hydrobiology*, p. 422/423:291-304.
- GIBBS, J.P. 2000. Wetlands Loss and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*, p. 14:314-317.
- GOMES DE MOURA, R. 2016. *Análise espacial da bacia hidrográfica do rio dos sinos*. Tese de Doutorado. Universidade do Vale do Rio dos Sinos. São Leopoldo. Brasil.
- HAMMER O. 2012. *Paleontological Statistics – Manual de Referência*. Natural History Museum. University of Oslo. p.117-118.
- HAY, C.J. VAN ZYL, B. J. & STEYN, G.J. 1996. A quantitative assessment of the biotic integrity of the Okavango River, Namibia, based on fish. *Water SA*, v.22(3): 263-284p.
- HERING, D., FELD, C.K., MOOG, O. & OFENBÖCK, T. 2006. Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: 46 experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiology*, v.566: 311-342.
- HUED, A.C. & BISTONI, M.D.A. 2005. Development and validation of a biotic index for

evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiology*, v.543: 279-298p.

JARAMILLO-VILLA U. & PELLEGRINE E.C., 2008, Índices de Integridade Biótica usando peixes de água doce: Usos na região tropical e subtropical. *AECOL Brasil*. 12(3);442-462p.

JOHNSON, R. K., D. HERING, M. T. FURSE & R. T. CLARKE, 2006. Detection of ecological change using multiple organism groups: metrics and uncertainty. *Hydrobiology* 566: 115–137p.

KARR, J.R. 1987. Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework. *Environmental Management*. v.11: 249-256p.

KARR, J.R., FAUSCH, K., ANGERMEIER, D.P.L., YANT, P. R. & SCHLOSSER, I.J. 1986. Assessing the biological integrity in running waters: a method and its rationale. *Illinois Natural History Survey* v.5.

KARR, J.R. e DUDLEY, D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, v.11: 249 –256.

KARR J.R. & CHU E.W. 1999 Restoring Life in Running Waters. online: First Better Biological Monitoring. V. 116, Issue 3, 666-667pp.

KENNARD, M.J., ARTHINGTON, A.H., PUSEY, B. J. & HARCH, B.D. 2005. Are alien fish a reliable indicator of river health? *Freshwater Biology*, v.50: 174-193p.

KREBS, C.J. 1999. *Ecological Methodology*. 2. ed. New York: Benjamin/ Cummings, 620 pp.

LEIDY, R.A. & FIELDER, P.L. 1985. Human disturbance and patterns of fish species diversity in the San Francisco Bay drainage, California. *Biological Conservation*, v.33: 247-267p.

LUCENA, C.A.S., CALEGARI, B.B., PEREIRA, E.H.L. & DALLEGRAVE E., 2013. O uso de Óleo de Cravo na Eutanásia de Peixes. *Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia* nº 105, 20-24p.

LYONS, J. GUTTIERREZ-HERNANDEZ, A. DIAZ-PARDO, E. SOTO-GALERA, E. & METZGER, J.P., 2001. O que é Ecologia de Paisagens? *Biota Neotropica* v. 1:1-9.

MITSCH, W.J. & GOSSSELINK, J.G. (2000). *Wetlands*. JohnWiley and Sons: NewYork.

PENTEADO, A.F. 2011. Mapeamento e análise geomorfológicos como subsídio para identificação e caracterização de terras inundáveis. Estudo de caso da bacia hidrográfica do Rio dos Sinos – RS. Universidade de São Paulo, Programa de Pós-Graduação em Geografia Física.

PERELLO L.F.C., GUADAGNIN D.L., MALTCHIK L., MENEZES, R.B., STRANZ A. & SANTOS J.E. 2010. Os desafios para conservação do Parque Nacional Lagoa dos Peixes, RS.

In J. E. Santos, E. M. Zanin, L. E. Moschini (Org.). *Ecologia, Planejamento e Percepção*. RIMA. São Carlos., v.3: 135-151p.

PINTO, B.C.T. & ARAÚJO, F.G. 2007. Assessing the biotic of fish community in a heavily impacted segment of a tropical river in Brazil. *Brasilian Archives of Biology and Technology*. v.50: 489-502p.

PLAFKIN, J.L.; BARBOUR, M.T.; PORTER, K.D.; GROSS, S.K. & HUGHES, R.M. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers – benthic macroinvertebrates and fish. United States Environmental Protection Agency, Office of Water WH-553, EPA/444/4-89-001.

RAMSAR CONVENTION ON WETLANDS (2009). The Convention Today. Disponível no site: <http://www.ramsar.org/>. Acessado dia 30/05/2016.

RICHARDSON-BRISTOL, P. 2008. Application of the Wetland Fish Index to the Kalman Preserve, Emmet County, Michigan. v. 8, p. 14-2008. p.1-17.

RODRIGUES, W.C.; 2005. DivEs – Diversidade de espécies. Versão 2.0. Software e Guia do Usuário.

RODRÍGUEZ-OLARTE, D. AMARO, A., CORONEL, J. & TAPHORN, D.C. 2006. Integrity of fluvial fish communities is subject to environmental gradients in mountain streams, Sierra de Aroa, north Caribbean coast, Venezuela. *Neotropical Ichthyology*, v.4(3): 319-328p.

SEILHEIMER, T.S., & CHOW-FRASER, P. 2006. Development and use of the wetland fish index to assess the quality of coastal wetlands in the Laurentian Great Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63:354–366.

SEILHEIMER, T.S. & CHOW-FRASER, P. 2007. Application of the Wetland Fish Index to Northern Great Lakes Marshes with Emphasis on Georgian Bay Coastal Wetlands. *Journal Great Lakes*. p.154–171

SHINE, C. & KLEMM, C. 1999. *Wetlands, water and the law: Using law to advance wetland conservation and wise use*. Gland: IUCN, 348 p.

SIMON, T. P. & LYONS, J. 1994. Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. In Davis, W. S. & Simon, T. P. (eds), *Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making*. CRC Press, Boca Raton, FL: 245–262p.

SMITH, WS. PETRERE-JUNIOR, M. & BARRELLA, W., 2003. The fish fauna in tropical rivers: The case of the Sorocaba river basin, SP, Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, vol. 3, p. 769-782.

SÚAREZ, Y.R. PETRERE-JÚNIOR, M. & CATELLA, AC., 2004. Factors regulating diversity and abundance of fish communities in Pantanal lagoons, Brazil. *Fisheries Management Ecology*, vol. 11, p. 45-50.

TEIXEIRA, MB. COURA NETO, AB., PASTORE, U. & RANGEL-FILHO, ALR., 1986. Vegetação. In RADAMBRASIL. Levantamento de recursos naturais. Rio de Janeiro: IBGE, vol. 33, p. 541-620.

TEODÓSIO, A.S. 2012. Avaliação da integridade biótica em riachos da Reserva Biológica de Una, Bahia, Brasil. – Ilhéus, BA: UESC.

TOHAM, A.K. & TEUGELS, G.G. 1999. First data on an index of biotic integrity (IIB) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical west African river system. *Hydrobiologia*, v.397: 29-38.

TONI, K.R., NAVA, D. RESTELLO, R.M., DECIAN, V., ROVANI, I. & HEPP, L.U. 2014. Integridade da paisagem e sua influência sobre a composição da comunidade de Chironomidae (Diptera) em riachos de pequena ordem. *Ecología Austral* 24:335-342p.

U.S.E.P.A., 2002. Methods for Evaluating Wetland Condition: Using Vegetation to Assess Environmental Conditions in Wetlands. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 38 pp. (EPA-822-R-02020).

WILLIAMS M. 1993. Understanding wetlands. In: Williams M. (ed.). *Wetlands: a threatened landscape*. Blackwell Publishers, Oxford, pp. 1-41.

ZHU, D. & CHANG, J. 2008. Annual variations of biotic integrity in the upper Yangtze River using an adapted index of biotic integrity (IIB). *Ecological Indicators*, v.8: 564 -572p.

ANEXOS

Tabela 1. Abundancia de espécies por ponto.

ESPÉCIES/PONTOS	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	14	1	0	0
<i>Aphyocharax anisitsi</i>	0	0	0	0	0	10	0	2	2	0	5	0	0	0	1	5	0	0	0	1
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	0	0	0	0	0	0	12	2	0	0	0	2	0	11	2	7	130	0	0	0
<i>Astyanax henseli</i>	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astyanax fasciatus</i>	100	7	0	0	7	0	25	0	65	23	60	0	4	0	25	0	1	0	4	0
<i>Astyanax jacuhienses</i>	1	3	0	0	1	3	3	13	22	0	12	2	0	0	0	4	58	0	0	63
<i>Australoheros facetus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Characidium orientale</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Characidium rachovii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	4	0	0	0	0
<i>Characidium pterostictum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Characidium ténue</i>	0	5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0	0	3	1	0	0	0
<i>Characidium zebra</i>	0	3	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	30	0	0	2	0	0
<i>Charax Stenopterus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cheirodon ibicuiensis</i>	2	0	0	0	0	0	1	0	3	0	0	104	0	0	29	0	1	0	0	5
<i>Cheirodon interruptus</i>	0	16	6	0	11	34	0	9	36	15	10	0	15	1	39	8	10	14	0	5
<i>Cichlasoma portalegrense</i>	1	0	0	0	0	1	7	6	5	0	1	12	0	0	28	5	8	2	0	0
<i>Corydoras paleatus</i>	11	9	2	0	0	0	2	0	7	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Crenicichla lepidota</i>	1	2	0	0	0	4	8	14	3	0	1	3	0	0	3	0	0	2	4	3
<i>Cyanocharax alburnos</i>	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphocharax spilotos</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphocharax saladensis</i>	0	33	24	0	0	3	3	9	2	0	13	0	7	0	5	0	20	6	0	0
<i>Cyphocharax voga</i>	321	319	1	0	11	14	57	64	133	36	0	0	0	2	6	25	98	0	0	0

Tabela 2. Uso do solo no buffer de 500m - água, banhado, campo, mata, área edificada, silvicultura, agricultura (valores em %) - dist. do rio (m) e área do banhado (m²).

Ponto	Escores	Água	Banhado	Campo	Mata	Área_Edificada	Silvicultura	Agricultura	dist. Rio	Area banhado	Observações
1	58.85	9.18	0.01	0.73	42.52	0	0	47.47	519	272.29	Braço morto
2	65.02	3.5	1.81	13.26	81.43	0	0	0	223	935.68	Natural
3	36.65	15.53	0.41	1.93	75.16	6.94	0	0	100	3863.68	Artificial
4	0	11.13	0.13	16.27	27	45.18	0	0	175	1032.8	Natural
5	45.13	10.19	0.06	6.24	80.53	2.99	0	0	118	704.28	Natural
6	54.42	15.15	0.54	8.83	58.71	16.76	0	0	82	4177.25	Artificial
7	70.42	8.8	0.69	8.23	68.04	14.24	0	0	134.5	5223.84	Braço morto
8	68.87	0.66	3.48	23.54	59.9	0	12.5	0	880	27364.3	Artificial
9	59.6	17.31	0.77	15.52	45.02	4.52	0	1685	160	5507.32	Braço morto
10	57.63	0.77	0.01	70.71	23.97	4.31	0	0	695	37.54	Natural
11	50.27	6.79	1.56	64.24	21.23	6.19	0	0	125	1257.68	Natural
12	49.84	3.62	0.77	47.45	47.1	1.15	0	0	481	6090	Natural
13	47.77	9.95	2.09	11.83	46.87	4.71	0	24.54	100	11400.38	Artificial
14	57.08	7.35	0.07	36.2	49.604	4.02	0	2.16	110	2419.99	Braço morto
15	51.75	10.59	0.3	48.49	28.79	3.43	3.21	5.1	100	75.07	Natural
16	47.97	5.12	0.51	30.32	19	1.95	0	43.1	168	3384.11	Natural
17	58.7	1.13	0.53	46.12	29	0.75	0	22.47	400	4210.65	Natural

18	62.31	1.93	0.17	18.89	22.02	2.99	4.75	50.81	111	925.25	Artificial
19	62.46	2.85	0.18	35.38	27.6	1.26	1.29	31.43	45	279.95	Natural
20	49.61	0.26	2.13	2.57	13.51	4.41	0	77.11	574.69	1076.95	Artificial
