

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
DIVERSIDADE E MANEJO DA VIDA SILVESTRE
NIVEL DOUTORADO

Nicolle Albornoz Pessoa

“Uso de Assembléia de Peixes para Desenvolvimento de um
Índice de Integridade Biótica (IBI) Padrão em diferentes
Ecossistemas”

São Leopoldo, RS, Brasil

Agosto, 2011

Nicolle Albornoz Pessoa

“Uso de Assembléia de Peixes para Desenvolvimento de um Índice de Integridade Biótica (IBI) Padrão em diferentes Ecossistemas.”

Tese elaborada por Nicolle Albornoz Pessoa, como requisito parcial para obtenção do título de DOUTOR EM BIOLOGIA - Área de concentração: Diversidade e Manejo de Vida Silvestre.

Uwe Horst Schulz

Orientador

São Leopoldo, RS, Brasil.

Agosto de 2011.

P474u Pessoa, Nicolle Albornoz.

Uso de assembléia de peixes para desenvolvimento de um índice de integridade biótica (IBI) padrão em diferentes ecossistemas / Nicolle Albornoz Pessoa. – 2011.

103 f. : il. ; 30 cm.

Tese (doutorado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, 2011.

"Uwe Horst Schulz, orientador."

1. Peixe – Populações. 2. Ecossistema. 3. Impacto ambiental. 4. Ecologia aquática. 5. Água. I. Título.

CDD 577.6

CDU 502.51

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA:

Diversidade e Manejo da Vida Silvestre

Nível Doutorado

NICOLLE ALBORNOZ PESOA

Presidente de Mesa:

Prof.Dr. Uwe Horst Schulz

Banca Examinadora

Profa. Dra. Lilian Casatti

Prof. Dr. Nelson F. Fontoura

Prof. Dr. Carlos Lucena

Profa. Dra. Cristina Stenert

Agradecimentos

Gostaria imensamente de agradecer pessoas que fizeram parte da minha vida, em mais esta etapa que termino, e que sem ajuda destas, esta tese não teria sido concluída:

Agradeço de forma especial em primeiro lugar a minha família – MAE, PAI, MICHA, MATEUS E MARTININHA, meu “namorado” JE, e meus amigos VALOROSOS pela amizade, amor e parceria. Obrigada de coração. Amo vocês.

Agradeço ao meu orientador pela confiança depositada em mim, dando-me a oportunidade de ter seguido na pesquisa. Um obrigadão muito sincero, boss espero que tenhamos um longo trajeto na pesquisa e em nossa amizade e parceria.

Agradeço aos meus colegas do LEP (Laboratório de Ecologia de Peixes – UNISINOS) que me auxiliaram em campo, em laboratório triando os muuuitos peixes, e aos amigos da UNISINOS.

Agradeço aos professores do PPG Biologia pela amizade e transferência de conhecimentos; e principalmente àqueles que tiveram envolvimento com o desenvolvimento da minha tese.

Agradeço a Fernanda Fraga pelo auxílio nos momentos “burocráticos”, e a coordenação do PPG Biologia.

Agradeço a CAPES pela bolsa concedida para o estudo.

Agradeço fortemente aos meus grandes amigos ictiólogos da PUCRS, em especial o amigo e Prof. Lucena e o Prof. Reis pela ajuda na sistemática.

Agradeço ao Prof. Heinrich Hasenack, da UFRGS pela disponibilidade em me socorrer com a “fabricação” dos mapas para este estudo.

Agradeço aos meus colegas da Sala Verde pela amizade e compreensão, e a turma da SMED, e um agradecimento especial a Jussara pela amizade e incentivo.

Agradeço aos meus companheiros PDTistas que apoiaram a causa.

Esperando não ter esquecido ninguém, agradeço todos que me apoiaram e deram incentivo, amizade e força em compreender que esta etapa profissional foi muito importante. Sem muitas palavras no momento, mas de coração cheio de alegria e gratidão aos que me auxiliaram.

OBRIGADOOOOOO.

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| APRESENTAÇÃO..... | 13 |
| CAPÍTULO I..... | 14 |
| RESUMO | 14 |
| ABSTRACT | 15 |
| 2. OBJETIVOS:..... | 18 |
| 2.1. Objetivo geral:..... | 18 |
| 2.2. Objetivos específicos..... | 19 |
| 3. JUSTIFICATIVA | 19 |
| 4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 24 |
| CAPITULO II – ANÁLISE DA COMUNIDADE DE PEIXES DOS DIFERENTES ECOSSISTEMAS AQUATICOS DO SUL DO BRASIL. | 28 |
| RESUMO | 28 |
| ABSTRACT | 29 |
| 1. INTRODUÇÃO | 30 |
| 2. MATERIAIS E MÉTODOS..... | 31 |
| 2.1. Área de estudo..... | 31 |
| 2.2 Amostragem..... | 33 |
| 3.3. Análise dos dados..... | 34 |
| 3. RESULTADOS..... | 36 |
| <i>DESCRITORES ECOLÓGICOS E LEVANTAMENTO DE ESPÉCIES – ÍNDICE DE CONSTÂNCIA, DOMINÂNCIA.....</i> | <i>36</i> |
| <i>ÍNDICE DE SHANNON E EQUITABILIDADE.....</i> | <i>40</i> |
| <i>SIMILARIDADE.....</i> | <i>40</i> |
| <i>DOMINÂNCIA</i> | <i>41</i> |
| 5. DISCUSSÃO | 42 |
| 6. REFERÊNCIAS..... | 45 |
| CAPITULO III – Adaptação e Padronização do Índice de Integridade Biótica (IIB) em diferentes ecossistemas do sul do Brasil. | 57 |
| RESUMO | 57 |
| ABSTRACT | 58 |
| 1. INTRODUÇÃO | 59 |
| ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA..... | 59 |
| FATORES AMBIENTAIS..... | 61 |
| 2. MATERIAIS E MÉTODOS..... | 63 |

| | |
|--|----|
| ÁREA DE ESTUDO..... | 63 |
| VARIÁVEIS DA ÁGUA | 64 |
| USO DO SOLO E VEGETAÇÃO..... | 65 |
| ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA..... | 66 |
| <i>ECORREGIÕES</i> | 72 |
| 4. RESULTADOS..... | 72 |
| 4.1. <i>Adaptação do Índice de Integridade Biótica</i> | 72 |
| 4.2 Dados ambientais..... | 80 |
| VARIÁVEIS DA ÁGUA | 80 |
| AVALIAÇÃO DO USO DE SOLO E VEGETAÇÃO..... | 81 |
| 5. DISCUSSÃO | 94 |
| 6 . REFERÊNCIAS..... | 99 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1– Mapa de localização dos pontos de estudo nas bacias estudadas:..... | 33 |
| Figura 2 - Percentual das Ordens baseada na abundância durante o período de estudo, nos pontos amostrais..... | 37 |
| Figura 3 – Número total (n) de indivíduos das espécies mais abundantes (n>500): sigla das espécies no Anexo 5 | 38 |
| Figura 4 – Numero total de indivíduos por ponto, logaritimizado. | 39 |
| Figura 5 – Número de indivíduos total por período sazonal amostrados durante o estudo (F=0,881; p=0,486). | 39 |
| Figura 6 – Índice de Shannon (H') e Equitabilidade de Pielou (J) dos pontos de estudo, expostos comparativamente..... | 40 |
| Figura 7 – Dendograma de Jaccard – Análise de Grupamento baseado na comunidade de peixes registrados durante o período de estudo (coeficiente de correlação, Cr =0,95).... | 41 |
| Figura 8 - Mapa de Localização dos pontos amostrais na área de estudo, no Estado do RS (Tabela 6)..... | 63 |
| Figura 9– Uso do solo no estado do RS, com marcação dos pontos amostrais. | 86 |
| Figura 10 - Legenda do uso do solo do RS para buffer de 1km de raio referente a Figura 11, com visualização de todos os pontos em aumento..... | 86 |
| Figura 11 – Imagem do uso do solo dos pontos dos Campos de Cima da Serra..... | 87 |
| Figura 12 - Imagem do uso do solo dos pontos da região do alto rios dos Sinos e Gravataí | 87 |
| Figura 13 - Imagem do uso do solo dos pontos da região do baixo Sinos e Gravataí, e área deltaica..... | 88 |
| Figura 14 - Análise dos Componentes Principais das variáveis relacionadas a vegetação existente nas margens e na cobertura de água (Abrigo) com o escore do IBI..... | 90 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Anexo 2 – Tabela 1 - Coordenadas geográficas dos pontos amostrados no estudo, com indicação do tipo de sistema hídrico de cada ponto e sua localização..... | 47 |
| Anexo 3 - Tabela 2: Espécies registradas durante o estudo – período de 2000/2001, com a abundância total contabilizada, frequência de ocorrência, frequência absoluta, Dominância das Espécies e Índice de Constância: | 48 |
| Anexo 4 - Tabela 3: Espécies registradas durante o estudo, com a abundância total contabilizada, frequência de ocorrência, frequência absoluta, Dominância das Espécies e Índice de Constância:..... | 50 |
| Anexo 5 - Tabela 4 – Lista sistemática dos peixes registrados para o presente estudo. | 53 |
| Tabela 5 - Interpretação dos escores do Índice (KARR <i>et al.</i> , 1986)..... | 60 |
| Tabela 6 - Legenda dos pontos amostrados ao longo do período de estudo, distribuídos nas Bacias Hidrográficas, com respectiva localidade | 64 |
| Tabela 7 - Medidas para avaliação da ictiofauna para o cálculo do IBI proposto por KARR <i>et al.</i> 1986, com sua resposta à degradação do ecossistema aquático..... | 66 |
| Tabela 8 - Medidas da ictiofauna testadas e avaliadas para utilização no Índice de Integridade Biótica no presente estudo, onde se objetiva padronizar o IBI ao longo de seu gradiente longitudinal nos diferentes tipos de sistema, com base em estudos já realizados e sugestões atuais. | 67 |
| Tabela 9 - Critério para avaliação do índice de integridade biótica..... | 69 |
| Tabela 10 - Tabela da Pontuação das Métricas Iniciais com base nos resultados obtidos em cada ponto de amostragem, com soma das métricas (Escore) | 73 |
| Tabela 11 – Correlação dos valores obtidos no escore final do IBI de cada ponto, pelo valor das métricas. | 75 |
| Tabela 12 - Tabela da Pontuação das Métricas Selecionadas com base nos resultados obtidos em cada ponto de amostragem, com soma das métricas (Escore) e soma das métricas avaliadas em escala de zero a cem (SCORE FINAL). | 76 |
| Tabela 13 - Pontuação das Classes para o Índice de integridade Biótica e seus respectivos atributos | 78 |
| Tabela 14 – Tipo de sistema e município de localização de cada ponto, com Bacia em que se encontra e Classe de Pontuação do IBI (Tabela 14) após soma dos escores..... | 79 |
| Tabela 15 - Dados das médias da água relativas ao período de estudo dos pontos amostrais obtidos pelo Hydrolab, utilizados para correlacionar com os escores do IBI..... | 80 |
| Tabela 16 – Correlação de Pearson entre as variáveis da água e o IBI. | 81 |

| | |
|--|----|
| Tabela 17 – Uso de Solo com base em área em Hectare, dividido em nove categorias, com buffer de 1km de raio, nas áreas estudadas. | 82 |
| Tabela 18 – Correlação de Pearson entre os escores de integridade e as variáveis ambientais do uso do solo criados para a escala macro e visualizados pelo mapa do uso do solo. | 84 |
| Tabela 19 – Correlação de Pearson entre as a categorias de uso do solo e métrica da riqueza rarefeita. | 85 |
| Tabela 20 – Correlação de Pearson entre as a categorias de uso do solo e métrica do número de espécies de coluna de água. | 85 |
| Tabela 21 - Correlação de Pearson entre as a categorias de uso do solo e métrica do número de espécies dominantes (LD). | 85 |
| Tabela 22 – Uso do Solo e Vegetação nas margens do ponto amostral..... | 88 |
| Tabela 23 – Métricas selecionadas para o IBI padronizado, após finalização e correlação com as variáveis ambientais. | 92 |
| Tabela 24 – Métricas finais para calculo de escores de IBI por ecorregião. | 93 |
| Tabela 25 – Correlação de Pearson do IBI da ecorregião Planície com as variáveis da água. | 93 |
| Tabela 26 - Correlação de Pearson do IBI da ecorregião Banhados com uso de solo. | 93 |

LISTA DE ANEXOS

| | |
|--|----|
| Anexo 1 – Anexos Fotográficos: Alguns Pontos Amostrais e Metodologia. | 22 |
| Anexo 2 – Tabela 1 - Coordenadas geográficas dos pontos amostrados no estudo, com indicação do tipo de sistema hídrico de cada ponto e sua localização..... | 47 |
| Anexo 3 - Tabela 2: Espécies registradas durante o estudo – período de 2000/2001, com a abundância total contabilizada, frequência de ocorrência, frequência absoluta, Dominância das Espécies e Índice de Constância: | 48 |
| Anexo 4 - Tabela 3: Espécies registradas durante o estudo, com a abundância total contabilizada, frequência de ocorrência, frequência absoluta, Dominância das Espécies e Índice de Constância:..... | 50 |
| Anexo 5 - Tabela 4 – Lista sistemática dos peixes registrados para o presente estudo. | 53 |

LISTA DE FOTOS

| | |
|---|----|
| Foto 1 – Visualização de ponto amostrado no Arroio Pitangueira, área de planície..... | 22 |
| Foto 2 – Visualização do local de coleta no Arroio Preá, em área de serra. | 22 |
| Foto 3 – Banhado Olaria Daudt, local de amostragem na planície. | 23 |
| Foto 4 – Metodologia de pesca elétrica sendo aplicada em trecho de banhado..... | 23 |

APRESENTAÇÃO

Esta tese representa o trabalho de pesquisa desenvolvido durante o doutorado, em três Capítulos:

O Capítulo I é uma introdução geral ao assunto abordado: Índice de Integridade Biótica.

O Capítulo II apresenta os dados obtidos quanto às espécies encontradas durante o estudo, e faz uma avaliação da Análise de Comunidades.

O Capítulo III aborda o levantamento das espécies e sua aplicação no Índice de Integridade Biótica, e a avaliação de dados ambientais que servirão para corroborar as métricas escolhidas no desenvolvimento do protocolo padrão do IBI.

A tese será desmembrada em artigos e deverão ser encaminhados à Revista Neotropical Ichthyology.

CAPÍTULO I

Resumo

O crescimento populacional tem sido um dos fatores que mais tem gerado uso dos recursos naturais. No Brasil as ameaças aos sistemas hídricos são principalmente ocasionadas pelo uso da água para agricultura e irrigação, levando a alterações do ambiente e por consequência da biota. Estudos de Integridade Biótica, utilizando-se da comunidade de peixes tem obtido boas respostas quanto a avaliação do estado da qualidade dos recursos hídricos. O Índice de Integridade Biótica (IBI), definido por KARR como integrador dos fatores ecológicos e ambientais, tem demonstrado capacidade de avaliar a dimensão das perturbações sofridas, e aos poucos as pesquisas adaptaram-se e se propagaram para comunidades em ambientes muito distintos, como por exemplo, lagos, estuários e recifes. Os trabalhos de IBIs aplicados até o momento normalmente avaliam trechos de um rio ou locais muito distintos, e adaptam métricas que consideram apropriadas a cada caso. Neste estudo avaliaram-se 27 pontos amostrados para conhecimento da estrutura da comunidade e espécies ocorrentes e adaptou-se um IBI padronizado com intuito de avaliar distintos ambientes. Foram registrados 62141 indivíduos, de 95 espécies, sendo a espécie mais abundante *Hyphessbrycon luetkenii*. Inicialmente foram sugeridas 19 métricas, que passaram por um processo seletivo e de avaliação de sensibilidade, que gerou um protocolo padrão de 8 métricas de avaliação do Índice de Integridade Biótica.

Palavras-chave: índice de integridade biótica, peixes, recursos hídricos

Abstract

Population growth has led to an increased use of natural resources. In Brazil, the threats to water systems are mostly caused by the use of water in agriculture and irrigation, leading to environmental, and, thus, biota changes. Studies on the Index of Biotic Integrity (IBI) using fish communities have helped clarify the status of the quality of water resources. The Index of Biotic Integrity (IBI), defined by KARR as an integrator of ecological and environmental factors has been successfully used to assess the size of the disruption in the environment, and in subsequent studies the IBI was adapted to fish communities in very different environments, such as lakes, estuaries and reefs. The studies conducted so far using protocols for IBI have usually assessed sections of a river or very different sites, and the metrics are adapted according to the case. In the present study, 27 points sampled for the knowledge of the structure of the fish community and the species occurring there were assessed, and a standard IBI was adapted with the purpose of assessing different sites. 62,141 individuals of 95 species were recorded, with *Hyphessbrycon luetkenii* being the most abundant species. At first, 19 metrics were suggested, which have undergone a process of selection and evaluation of sensitiveness. A standard protocol of eight final metrics for inclusion in the Index of Biotic Integrity was then generated.

1. Introdução

O crescimento da população humana tem gerado uma demanda intensiva aos recursos naturais. Um dos sistemas que mais sofre com o uso, às vezes descontrolado, são os recursos hídricos.

No Brasil, a crescente utilização dos recursos oriundos de água doce criou um sentimento de preocupação em relação à perda dos ambientes aquáticos e conseqüentemente na perda da biodiversidade. As ameaças aos ecossistemas aquáticos variam consideravelmente de acordo com a região do Brasil, levando em conta a densidade populacional, as características socioeconômicas e o uso do solo (AGOSTINHO *et al.*, 2005). Assim estes sistemas que são afetados pela ação humana sofrem com impactos cuja intensidade influencia o grau de diversidade do ambiente, as características naturais e a vulnerabilidade das espécies envolvidas.

As interferências antrópicas nos ambientes naturais, que ocasionam alterações nos processos de ocupação pelas espécies podem ter como resultados a extinção localizada de determinadas espécies e o aumento populacional de outras oportunistas (BASTOS & ABILHOA, 2004). Muitas vezes essas alterações de origem humana interrompem ou modificam as interações interespecíficas, afetando os ecossistemas e gerando efeitos de perturbação no ambiente (BASTOS & ABILHOA, 2004).

Agostinho *et al.* (2005) citam que as principais causas da perda direta da biodiversidade em ecossistemas aquáticos continentais brasileiros são poluição, eutrofização, assoreamento, construção de barragens, pesca intensiva e introdução de espécies exóticas. O assoreamento é problema em um grande número de bacias hidrográficas brasileiras e vem ampliando-se pela expansão das fronteiras agrícolas. Efeitos sobre a diversidade de peixes têm sido documentados no Pantanal (MOURÃO *et al.*, 2002) e, para macroinvertebrados, em riachos do Cerrado (WANTZEN, 2003), da Mata Atlântica (BUSS *et al.*, 2004) e da Amazônia (CALLISTO *et al.*, 1998).

O entendimento da forma como as comunidades estão estruturadas nesses habitats é fundamental para o manejo e a conservação destes ambientes. Fica evidente, portanto o papel desses ecossistemas para a preservação de dois dos principais recursos considerados estratégicos à humanidade neste século: biodiversidade e recurso hídrico (ESTEVES, 1995).

Considera-se que os peixes são bons indicadores da qualidade da água. As informações da biologia destes animais, como alimentação de peixes de riachos, incluindo o uso de recursos e a influência dos componentes espaciais e temporais, informações sobre taxas de crescimento e maturação gonadal tem subsidiado estudos sobre estruturação dessas comunidades e contribuído para a investigação de interações biológicas (ESTEVES & ARANHA, 1999).

Esteves & Aranha (1999) citam que é de suma importância que se perceba que a diversidade de ambientes aquáticos relaciona-se as características distintas que estes ambientes possuem, visto que muitos dependem de estruturas oriundas de diferentes bacias de drenagem.

Estes ambientes em geral, apresentam diferentes microhabitats levando a uma complexa cadeia alimentar e riqueza de espécies. Assim, a distribuição de fauna de peixes

é, em grande parte, determinada por escolha do melhor microhabitat, seguindo as características biológicas da espécie e características fisiográficas (GORMAN & KARR, 1978).

Deste modo, o conhecimento que pode ser obtido através do estudo da comunidade não se restringe somente a biologia das espécies, mas também a condição deste ambiente, visto que a fauna aquática freqüentemente tem exigências específicas de habitats que são independentes da qualidade da água (HANNAFORD *et al.*, 1997).

Uma das formas de identificar as respostas ambientais aos impactos causados pela ação antrópica aos rios é o monitoramento biológico. Seus resultados podem fornecer diretrizes para regulamentar o uso dos recursos hídricos, possibilitando o desenvolvimento de alternativas para minimizar a degradação dos sistemas lóticos (KARR *et al.*, 2000).

Nos últimos 20 anos, esse conhecimento tem sido aplicado mais diretamente na avaliação da integridade biótica de riachos, sendo utilizado como fonte de atributos para cálculos de índices de integridade biótica (KARR, 1981; ANGERMEIER & SMOGOR, 1995; ANGERMEIER *et al.*, 2000).

KARR & DUDLEY (1981) definem como Integridade Biótica a capacidade de um ecossistema de manter uma comunidade aquática equilibrada, mantendo a comunidade com riqueza de espécies, composição e organização funcional comparáveis à de ecossistemas não perturbados por atividades humanas.

A capacidade e funcionamento equilibrado de um ecossistema pode ser medida através de Índices de Integridade Biótica e tem sido utilizado para avaliar os efeitos da degradação ambiental: primeiro nos arroios e riachos (KARR, 1981; KARR *et al.*, 1986) e mais recentemente em grandes rios (GANASAN & HUGHES, 1998; HUGHES & OBERDORFF, 1998; KARR *et al.*, 2000), considerando que podem refletir a saúde de um corpo hídrico.

Aos poucos as pesquisas adaptaram-se e se propagaram para comunidades em ambientes muito distintos, como por exemplo, lagos (DRAKE & PEREIRA, 2003; LYONS *et al.*, 2000), estuários (DEEGAN *et al.*, 1997; PUENTE *et al.*, 2008) e recifes (JAMESON *et al.*, 2001). HUGHES & OBERDORFF (1998) citam que índice é utilizado em praticamente todos os continentes, com adaptações. Em um sistema lótico, a integridade biótica depende da vazão do rio, qualidade da água, interações bióticas e estrutura dos habitats (KARR *et al.*, 1986; HUGHES & GAMMON, 1987; KARR, 1991).

De modo geral, em relação aos diversos critérios de avaliação de qualidade de água utilizados, o Índice de Integridade Biótica (IBI), definido por KARR (1981) como integrador dos fatores ecológicos e ambientais, tem demonstrado capacidade de avaliar a dimensão das perturbações sofridas (JARAMILLO-VILLA & CARAMASCHI, 2008), uma vez que apresenta dados sobre a integridade das comunidades que vivem nestes ambientes e atribui um grau para os impactos em sua diversidade e estrutura.

O índice original desenvolvido por Karr (1981) avalia 12 métricas das comunidades de peixes de rios comparados ao que se espera de um local com mínima interferência de humanos. Estes atributos de interesse incluem composição e riqueza de espécie (seis métricas), composição trófica (três métricas) e condição e abundância de peixes (três métricas) que respondem as variações ambientais e regionais.

Este índice multimétrico analisa parâmetros da ictiofauna incorporando perspectivas zoogeográficas do ecossistema. Reflete diferenças na distribuição, abundância e saúde dos peixes, as quais são provocadas pelo nível e tipo da alteração no corpo d'água (BOZZETTI & SCHULZ, 2004).

Os trabalhos de IBIs aplicados até o momento normalmente avaliam trechos de um rio ou locais muito distintos, e adaptam métricas que consideram apropriadas a cada caso. Como estes IBIs são pontuais, os índices multimétricos não fornecem resposta da comunidade de peixes em relação ao contexto geral do recurso hídrico, e sim somente ao que esta comunidade se encontra exposta localmente.

O presente estudo converge para a aplicação do IBI nos trechos estudados, com base no que já existe de IBI para riachos, rios e lagos/lagoas, visando uma padronização. A busca de uma padronização leva em conta ambientes distintos. Assim o produto final será a classificação pormenorizada dos locais amostrados em categorias de integridade biótica, mas que serão capazes de fornecer um diagnóstico da saúde como um todo das áreas avaliadas, o que é fundamental para que medidas de conservação e uso sustentável da biodiversidade da região possam ser tomadas no futuro.

A avaliação ao longo de um gradiente espacial, a partir de dados obtidos com a fauna de peixes e informações específicas de todos os habitat e informações macro-específicas do local, irão fornecer informações a respeito tanto da influência antrópica nas comunidades ictiofaunística, quanto da ictiocenose e a integração com o ambiente.

Esse conhecimento gera subsídios, na tentativa de assegurar que os habitats destes animais, bem como de todos os organismos que se utilizam deste recurso, sejam melhor conhecidos, buscando a conservação, preservação e utilização correta das águas.

O uso em conformidade com a resposta biológica, visa a manutenção das populações existentes, das populações viáveis em perigo, ameaçadas e extinção e novas que possam ser encontradas.

Sendo assim, os locais que foram selecionados para avaliação neste estudo apresentam características distintas, e localizam-se em diferentes bacias hidrográficas. Destas bacias, a maioria dos trechos estudados deságua na mesma região, e que por estas características servirão para fornecer dados para a criação de um índice padrão de Integridade Biótica. Para tanto serão avaliados dados da ictiofauna e do entorno.

2. Objetivos:

2.1. Objetivo geral:

Desenvolver um protocolo para um Índice de Integridade Biótica para sistemas hídricos lênticos e lóticos, com características diferenciadas, a partir de dados ictiofaunísticos, objetivando ao final a avaliação da saúde dos corpos hídricos e conhecimento da conservação dos recursos hídricos e estoques pesqueiros, visando sua manutenção e preservação.

2.2. Objetivos específicos

- * levantar a diversidade da ictiofauna dos recursos hídricos estudados;
- * avaliar as diferentes comunidades ictiofaunísticas encontradas nas áreas de estudo;
- * adaptar e aplicar um IBI, utilizando atributos biológicos encontrados em comunidades de peixes visando a elaboração do diagnóstico ambiental do recurso hídrico;
- * utilizar os escores do IBI para comparar com as variáveis físico-químicas da água;
- * avaliar a relação dos escores do IBI com as características estruturais do rio dos locais avaliados;
- * comparar os escores do IBI com o nível de impacto ambiental (uso do solo micro e macro delimitados) dos locais avaliados;
- * mensurar o estado atual de conservação dessas áreas.

3. Justificativa

Historicamente, as avaliações de impactos ambientais em bacias hidrográficas são voltadas principalmente em qualidade da água. Os critérios brasileiros para a classificação de cursos da água são baseados exclusivamente em fatores físico-químicos (CONAMA 2005). A análise química envolve custos altos e reflete somente parcialmente os impactos (PLAFKIN *et al.* 1989).

WOOTON (1990) ressalta que estudos referentes à qualidade da água vêm sendo realizados através da análise de parâmetros físicos e químicos da água, como o oxigênio dissolvido, a condutividade, o pH, a temperatura, a salinidade e a turbidez. Entretanto, em se tratando da qualidade da água, observa-se que esses parâmetros geralmente são empregados com um enfoque voltado ao consumo humano, estabelecendo valores que demonstram os níveis de potabilidade, mas não se preocupando, necessariamente, com a manutenção da biota aquática.

Além disso, somente o uso destes parâmetros não é suficiente para retratar a realidade de um ambiente, necessitando de indicadores biológicos para serem mais eficientes (WOOTON, 1990; CASTRO & CASATTI, 1997; SMITH *et.al.*1997; VIEIRA & SHIBATTA, 2007).

Karr (1981) cita que peixes são ótimos biondicadores, pois apresentam mobilidade, utilizando desde trechos de cabeceiras até grandes rios, respondendo a uma escala espacial. Muitos apresentam vida longa, podendo responder aos efeitos de alterações ao longo do tempo, possuem diversos níveis tróficos, fornecendo uma visão integrada do meio aquático.

Parâmetros físicos e químicos devem ser verificados e avaliados conjuntamente com outras informações, como a estrutura do próprio ambiente hídrico, como profundidade, velocidade, substrato, que geram microhabitats relativamente discreto e reconhecido visualmente (RINCÓN, 1999) mas o desenvolvimento de um protocolo apropriado para a

mensuração da integridade biológica (IBI) facilita o monitoramento biológico com custos menores.

Pensando no monitoramento biológico, e uso de fontes de informação biótica, vários estudos se iniciaram demonstrando a viabilidade do IBI e suas adaptações com peixes para rios tropicais ou subtropicais. Estas adaptações diversificaram-se para comunidades em ambientes muito diferentes (JARAMILLO-VILLA & CARAMASCHI, 2008), como riachos da Europa (OBERDORFF & HUGHES, 1992, ANGERMEIER & DAVIDEANU 2004), África (KAMDEM TOHAM & TEUGELS, 1999), lagos (DRAKE & PEREIRA 2003), estuários (PUENTE *et al.*, 2008), recifes (JAMESON *et al.* 2001), além de expandir o método em muitos países, como a Ásia, Índia, América Latina (HOCUTT *et al.* 1994; HUGHENY *et al.* 1996, GANASAN & HUGHES 1998).

Oliveira *et al.* (2008) salientam que dois dos maiores programas de biomonitoramento, utilizam índices multimétricos. O primeiro programa é nos Estados Unidos da América, onde as agências de proteção ambiental estadual (EPA) realizam o monitoramento de rios, lagos e reservatórios e o segundo programa é utilizado em países da União Européia, que atualmente estão num processo de normatização dos protocolos e padronização os índices multimétricos usados nos biomonitoramentos biológicos.

O primeiro IBI para o Brasil usando a assembléia de peixes foi desenvolvido por Araújo (1998) para o rio Paraíba do Sul, no estado de Rio de Janeiro. Este método é viável para rios de médio até grande porte. Na década seguinte adaptações do IBI criado por Karr foram desenvolvidos por Terra (2005), Gerhard *et al.* (2004), Casatti *et al.* (2006), Ferreira & Casatti (2006) em rios brasileiros, em trechos impactados.

Mas não somente os grandes rios sofrem com a degradação, mas a fragilidade das áreas úmidas, tanto nas nascentes - alteradas geralmente por atividade agropecuária, quanto ao longo do curso dos rios, faz com que extensas áreas adjacentes tenham sido convertidas em plantações de espécies florestais exóticas, ou utilizadas além da tradicional criação de gado, também para cultivos agrícolas que introduzem grande quantidade de agrotóxicos e poluentes no ambiente.

Para o Estado Rio Grande do Sul, o primeiro protocolo para riachos foi criado por Bozetti & Schulz (2004). No entanto não existe um protocolo único que avalie a comunidade de peixes em um sistema diversificado nas suas características ao longo de um gradiente de altitude, e que ao mesmo tempo tenha estes dados do desempenho do índice corroborados com as informações do que existe no entorno, ou o grau de impacto sofrido pelo local, visto que os índices são realizados pontualmente em trechos de rios.

Grande parte das bacias hidrográficas no Brasil sofre com este tipo de perturbação antrópica. Em muitos lugares, a ação do homem também atua em maior ou menor grau. Terra *et al.* (2005), por exemplo, citam que a Bacia do Rio Paraíba do Sul, no Estado do Rio de Janeiro apresenta problemas por poluição industrial, falta de saneamento básico das cidades do entorno do recurso hídrico.

Neste sentido, as bacias em avaliação deste estudo, agregam dados importantes de ser avaliado quanto suas implicações nas assembleias de peixes. As Bacias do Rio Gravataí, do Rio dos Sinos, do Taquari-Antas, do Caí e do Jacuí apresentam ao longo de seus cursos atividades agro-pastoris, monoculturas, centros urbanos, com descarga de

efluentes domésticos *in natura*, e efluentes industriais muitas vezes, liberados sem processamento adequado em estações de tratamento.

A Bacia dos Sinos se destaca por possuir em seu entorno indústrias coureiro-calçadistas, e a Bacia do Taquari-Antas apresentar, nas áreas de nascentes, pecuária e na área próximo a foz do Jacui, indústrias e urbanização. Já a Bacia do Gravataí apresenta urbanização intensa às suas margens, com forte descarga de efluentes domésticos não tratados. O estudo dos recursos hídricos na região do Planalto Sulriograndense, congrega grande parte das nascentes das bacias que compõem a Região Hidrográfica do Lago Guaíba, por isso sua relevância. Dentre os locais amostrados o Arroio Preá é o único que deságua na Bacia do Rio Mampituba, esta compondo a Região Litorânea. Estas nascentes, de numerosos cursos d'água, desempenham um papel regulador tanto nas épocas de secas como nos períodos de altas precipitações.

Os rios e arroios destas bacias servem como corpo receptor e via de transporte de efluentes das mais variadas origens. Dentre estes, incluem-se os despejos domésticos, na grande maioria dos casos sem tratamento, os despejos industriais, as águas pluviais de drenagem urbana, as lixívias de depósitos de resíduos sólidos e as águas de drenagem rural, incluindo lavouras, plantios diversos e criação de animais.

A aplicação de Índices de Integridade Biológica e o reconhecimento de espécies indicadoras do estado de conservação dos diferentes locais são de suma importância para determinar a preservação de áreas, restauração e mesmo o uso sustentável de outras áreas já profundamente alteradas, e evitando a alteração ainda em estado natural, fornecendo um índice que possa ser utilizado em qualquer sistema e que sirva como ferramenta para avaliar a integridade biológica e fornecer informação do impacto ambiental.

Os rios e os ambientes associados à calha principal apresentam peculiaridades importantes para a sobrevivência dos peixes, visto que contêm áreas de refúgios, áreas de reprodução e alimentação (PESOA, 2004). Os efeitos de todos os ingredientes negativos sobre as comunidades biológicas tem sido alvo de estudos, e algumas pesquisas reportaram modificações na assembléia de peixes em função da degradação ambiental (NEHLSSEN *et.al*, 1991), ou diminuição na riqueza de espécies nativas (KARR, *et.al.*, 1986).

Um índice multimétrico que forneça o grau de impacto com base nas informações da estrutura do recurso natural e da ictiocenose que possa ser utilizado em qualquer sistema de diferentes características não foi elaborado até o momento, e é exatamente o que este estudo se propõe. Esta padronização poderá fornecer um protocolo de biomonitoramento único que poderá ser utilizado por fundações, agências e unidades de pesquisa que monitorem os ambientes aquáticos, minimizando custos, tornando os resultados obtidos comparáveis ecologicamente e estatisticamente.

Anexo 1 – Anexos Fotográficos: Alguns Pontos Amostrais e Metodologia.



Foto 1 – Visualização de ponto amostrado no Arroio Pitangueira, área de planície.



Foto 2 – Visualização do local de coleta no Arroio Preá, em área de serra.



Foto 3 – Banhado Olaria Daudt, local de amostragem na planície.



Foto 4 – Metodologia de pesca elétrica sendo aplicada em trecho de banhado.

4. Referências Bibliográficas

AGOSTINHO, A. A., THOMAZ, S.T. & GOMEZ L.C. 2005. *Conservação da Biodiversidade em Águas Continentais do Brasil*. Megadiversidade, vol.1 (1): 71 – 78.

ANGERMEIER, P.L. & SMOGOR, R.A. 1995. *Estimating number of species and relative abundances in stream-fish communities: effects of sampling effort and discontinuous spatial distributions*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, vol.52: 936-949.

ANGERMEIER, P. L., SMOGOR, R. A. & STAUFFER, J. R. 2000. *Regional frameworks and candidate metrics for assessing biotic integrity in mid-Atlantic highland streams*. Transactions of the American Fisheries Society, vol.129:962–981.

ARAÚJO, F. G. 1998. *Adaptação do índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul*. Revista Brasileira de Biologia, vol.58(4): 547-558.

BASTOS, L. P. & ABILHOA, V. 2004. *A Utilização de um Índice de Integridade Biótica para Avaliação da Qualidade da Água: Um Estudo de Caso para Riachos Urbanos da Bacia Hidrográfica do Rio Belém, Curitiba, Paraná*. Revista de Estudos de Biologia. Vol.26 (55): 33- 44.

BOZZETTI, M. & SCHULZ, U.H. 2004. *An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil*. Hydrobiol. 529:133-144.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L.; DORVILLÉ, L. F. M. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. Hydrobiologia, v. 481, p. 125-136, 2002.

CALLISTO, M., MORETTI, M. & GOULART, M. 1998. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 6 (1): 71-82.

CASATTI, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, Sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 2(2):<http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/abstract?article+BN02502022002>

CASATTI, L. 2005. Fish assemblage structure in a first order stream, Southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality and microhabitat diversity. BiotaNeotrop. 5(1):<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?article+BN02505012005>

CASATTI, L., SILVA, A.M., LANGEANI, F. & CASTRO, R.M.C. 2006. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. Braz. J. Biol. 66:681-696

CASTRO, R.M.C & CASATTI, L. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River basin, southeastern Brazil. Ichthyol. Explor. Freshw. 7(4):337-352

CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), 1992. *Resoluções do CONAMA*, 4ª edição, IBAMA, Brasília, DF, 245 pp.

DEEGAN, L.A., FINN, J.T. & BUONACCORSI, J. 1997. *Development and Validation of an Estuarine Biotic Integrity Index*. Estuarine Research Federation. Estuaries, vol.20(3):601 – 617.

DRAKE, M.T. & PEREIRA, D.L. 2003. *Development of a fish-based index of biotic integrity for small inland lakes in central Minnesota*. North American Journal of Fisheries Management, 22: 1105–1123.

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

ESTEVEES, K.E. & ARANHA, J.M.R. 1999. *Ecologia trófica de peixes de riachos*. In *Ecologia de Peixes de Riachos: Estado Atual e Perspectivas*. (E.P. Caramaschi, R. Mazzoni, C.R.S.F. Bizerril, P.R. Peres-Neto, eds.). Oecologia Brasiliensis, v. VI, PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, p. 157-182.

FERREIRA, C. P. & CASATTI, L. 2006. *Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes*. Biota Neotropica v6 (n3) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn00306032006>. Acesso em 22/08/2007.

FERREIRA, C.P. & CASATTI, L. 2006. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revta Bras.Zool.* 23:642-651.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL /FEPAM. 1999. *Qualidade das águas do Rio dos Sinos: monitoramento da qualidade de água*. Porto Alegre, 49 p.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL/FEPAM – PRÓ GUAÍBA. 1997. *Diagnóstico da Poluição gerada pelas Indústrias localizadas na área da Bacia Hidrográfica do Guaíba*. Porto Alegre.

GANASAN, V. & HUGHES, R.M. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biol.* 40:367-83.

GORMAN, O.T. & KARR, J.R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59:507-515.

HOCUTT, C.H.; JOHNSON, P.N.; HAY, C. & ZYL, B.J. 1994. *Biological basis of water quality assessment: the Kavango River, Namibia*. *Revista Hydrobiologia Tropical* 27(4):361-384.

HUGHENY, B.; CAMARA, S.; SAMOURA, B. & MAGASSOUBA, M. 1996. *Applying an index of biotic integrity based on fish assemblages in a West African River*. *Hydrobiologia* 331:71-78.

HUGHES, R.M.; LARSEN, D.P. & OMERNIK, J.M. 1986. *Regional reference sites: a method for assessing stream potentials*. *Environmental Management* 10:629-635.

HUGHES, R. M. & GAMMON, J. R. (1987). *Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River, Oregon*. *Transactions of the American Fisheries Society*, 116: 196-209.

HUGHES, R. M. & OBERDORFF, T. (1998), *Applications of IBI Concepts and Metrics to Waters Outside the United States and Canada*. In: SIMON, T. P. (ed.). *Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities*, CRC Press, Boca Raton: Florida: 79-93.

HUGHES, R. M. & R. F. NOSS, 1992. *Biological diversity and biological integrity: current concerns for lakes and streams*. *Fisheries* 17: 11-19.

JAMESON, S.C; ERDMANN, M.V.; KARR, J.R. & POTTS, K.W. 2001. Charting a course toward diagnostic monitoring: A continuing review of coral reef attributes and a research strategy for creating coral reef indexes of biotic integrity. *Bulletin of Marine Science*, 69 (2): 701–744

JARAMILLO-VILLA, U. & CARAMASCHI, E.P., 2008. *Índices de Integridade Biótica usando Peixes de Água Doce*. Oecologia Brasiliensis, 12 (3): 442-462, 2008.

KARR, J. R., 1981. *Assessment of biotic integrity using fish communities*. Fisheries, 6 (6): 21-27.

KARR, J. R., 1991. *Biological integrity: a long neglected aspect of water resource management*. Ecological Applications, 1:66-84.

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

KARR, J. R.; FAUSCH, K. D.; ANGERMEIER, P. L.; YANT, P. R. & SCHLOSSER, I. J. 1986. *Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale*. Illinois Natural History Survey Special Publication, 5: 1-28.

KARR, J. R.; ALLAN, D. & BENKE, A. C., 2000. *River conservation in the United States and Canada: Science, Policy, and Practice*. In: P. J. Boon, B. R. Davis and G. E. Petts, (eds.). *Perspectives on River Conservation: Science, Policy, and Practice*. John Wiley. Chichester: Global. 35 pp.

KLEYNHANS, C.J. 1999. The development of a fish index to assess the biological integrity of South African rivers. Water AS 25(3):265-278.

LYONS, J., NAVARRO-PEREZ, S., COCHRAN, P.A., SANTANA, E. & GUZMÁN-ARROYO, M. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central México. Conserv. Biol. 9:569-584

LYONS, J.; GUTIÉRREZ-HERNANDÉZ, A.; DIAZ-PARDO, E.; SOTO-GALERA, E.; MEDINA-NAVA, M.; PINEDA-LÓPEZ, R., 2000. *Development of preliminary Index of Integrity Biotic (IBI) based on fishes assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of Central Mexico*. Hydrobiologia, 418: 57-72.

OLIVEIRA, D. C. & BENNEMANN, S. T. 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. Biota Neotropica, 5 (1): 1-13. disponível em <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?article+BN02905012005>.

OLIVEIRA, R.B.S.; CASTRO C.M. & BAPTISTA, D. F., 2008. *Desenvolvimento de Índices Multimétricos para Utilização em Programas de Monitoramento Biológica da Integridade de Ecossistemas Aquáticos*. Oecol.Bras., 12(3): 487 – 505.

PESOA, N.A. 2004. *Migração e Movimentos do Grumatã (Prochilodus lineatus, Valenciennes, 1836) (Characiformes, Prochilodontidae) no Rio dos Sinos, RS, Brasil, determinados por Radiotelemetria*. Dissertação de mestrado: P475m Universidade do Vale do Rio dos Sinos/UNISINOS. 51f.

PLAFKIN, J.L., M.T. BARBOUR, K.D. PORTER, S.K. GROSS AND HUGHES, R.M. 1989. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers, benthic macroinvertebrates and fish*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA/444/4-89-001.

PUENTE, A.; JUANES, J.A.; GARCIA, A.; ALVAREZ, C.; REVILLA, J.A. & CARRANZA, I. 2008. *Ecological assessment of soft bottom benthic communities in northern Spanish estuaries*. Ecological Indicators, 8: 373 - 388.

RINCÓN, P.A., 1999. Uso do microhabitat em peixes de riachos: métodos e perspectivas. In: CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R. & PERES-NETO, P.R. (Ed). Ecologia de Peixes de Riacho. Serie Oecologia Brasiliensis, v.VI.

SMITH, W.S., BARRELA, W. & CETRA, M. 1997. *Comunidade de peixes como indicadora de poluição ambiental*. Rev. Bras. Ecol. 1(1):67-71.

TERRA, B. de F.; TEIXEIRA, T.P.; ESTILIANO, E.O.; GRACIA, D.; PINTO, B.C.T. & ARAÚJO, F.G. de. 2005. *Utilização do índice de integridade biótica para caracterização da qualidade ambiental do Rio Paraíba do Sul e confirmação com uso e ocupação do solo por geoprocessamento*. Revista Universidade Rural: Série Ciências da Vida, Seropédica, RJ: EDUR, 25(2): 85-92.

VIEIRA, D. B. & SHIBATTA O. A., 2007. *Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil*. Biota Neotropica v7 (n1) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n1/pt/abstract?article+bn01407012007>

WOOTON, R.J. 1990. *Fish and fisheries series 1: ecology of teleost fishes*. Chapman and Hall, Nova Iorque.

CAPITULO II – ANÁLISE DA COMUNIDADE DE PEIXES DOS DIFERENTES ECOSISTEMAS AQUATICOS DO SUL DO BRASIL.

Resumo

O estudo de como as condições ambientais e os processos bióticos determina a abundância, riqueza e a distribuição das espécies fazem parte das avaliações ecológicas, que buscam conhecer os padrões de distribuição das espécies, influenciada estreitamente por estas condições. O uso de descritores ecológicos tem o intuito de verificar a estrutura da comunidade nos diferentes sistemas, e buscar compreender como esta comunidade responde às alterações do meio. O objetivo deste capítulo foi caracterizar a comunidade ictiológica em termos de diversidade, se ocorreram diferenças nos índices entre as épocas de amostragem e avaliar a existência de diferenças na composição de espécies entre as diferentes zonas dos sistemas aquáticos. Foram amostrados 21 pontos entre 2007 e 2009 e utilizados dados secundários de mais 6 pontos amostrados entre 2000 e 2001, distribuídas em 5 bacias hidrográficas do RS/BRA. As coletas de peixes foram efetuadas com pesca elétrica e redes de espera. O material foi triado, identificado e tomado dados biométricos no Laboratório de Ecologia de Peixes, na UNISINOS. Foi coletado um total de 62141 indivíduos contabilizando 95 espécies distribuídas em 25 famílias de sete ordens. Da abundância total, 65% pertencem a Ordem dos Characiformes, seguida dos Siluriformes, com 28%. Das espécies ocorrentes, a espécie *Hyphessobrycon luetkenii* representaram 17% da amostra total (n=10973), seguida da espécie *Otocinclus flexilis* (n=8434), com aproximadamente 13% da abundância total. A abundância média entre os pontos difere significativamente ($F=2,634$; $p=0,004$), onde os pontos da área do planalto, apresentam valores de abundância inferior aos pontos da área de planície. Não houve diferença significativa na abundância ($F=0,881$; $p=0,486$) entre os períodos sazonais. O índice de Shannon conferiu aos pontos de cabeceira menores valores sendo o Arroio Preá, o de menor resultado ($H'=0,2121$). Pontos com características de planície, de modo geral apresentaram maior diversidade. O resultado obtido indica que a maior equitabilidade ocorreu nos mesmos pontos registrados para o índice de Shannon (H'). O resultado do cluster mostrou uma relação de proximidade entre os pontos São Leopoldo e Canoas, localizados na planície do rio dos Sinos, com forte influencia de urbanização. Outro grupamento liga os pontos Arroio Passo Grande e Evaristo, que são arroios da Bacia do Rio Gravataí, em trechos de planície, indicando que há uma relação de similaridade em localidades da mesma região, com características estruturais semelhantes. Essa similaridade de ambientes também pode ser observada no grupamento dos que englobam as áreas de banhados do trecho médio do Rio dos Sinos. Ao observar as espécies ocorrentes o ponto do Saco do Quilombo e de pontos próximos ao delta, percebe-se a forte influencia deste ambiente. Os resultados vão de encontro as observações de Lowe – McConnel (1999) que cita que a fauna de peixes neotropicais é dominada por Characiformes e Siluriformes. Outro conceito que converge com resultados encontrados é "Conceito do Rio Contínuo" onde se verifica dois grandes grupos: 1) pontos em locais acima dos 800m de altitude, 2) pontos em locais em áreas de planície. , ambientes isolados, ou que apresentam mosaicos variados com distinção espacial, devem ser considerados prioritários para a manutenção de determinadas espécies. Muitas espécies apresentam tendência a locais mais específicos, e que informações de habitats e do entorno também geram o registro de espécies num determinado local. Esses dados devem ser avaliados cuidadosamente na hora em que um impacto for afetar o ambiente, pois muitas espécies talvez sejam endêmicas, raras, ameaçadas e um impacto negativo profundo, pode acarretar significativamente a perda desta diversidade.

Palavras – chave: descritores ecológicos, planalto sulriograndense, planície, banhados, rios, arroios.

Abstract

The study of the environmental conditions and abiotic processes determines the abundance, richness and distribution of species that are part of the ecological assessments, with the purpose of understanding the patterns in the distribution of species, which is strongly influenced by these conditions. The use of ecological descriptors is aimed to verify the community structure in the different systems and attempt to find out how this community responds to environmental changes. The objective of the present chapter was to characterize the ichthyologic community regarding its diversity, finding out whether there have been any differences in indexes between the sampling periods and assess the existence of differences in the composition of species between the different zones of aquatic systems. 21 points were sampled between 2007 and 2009, and the secondary data from 6 other points sampled between 2000 and 2001 were used, distributed into 5 hydrographic basins of Rio Grande do Sul/Brazil. The fish were caught using electrofishing and gillnets. The material was screened, identified, and the biometric data were obtained at the Laboratory of Fish Ecology, at UNISINOS. 62,141 individuals of 95 species belonging to 25 families of seven orders were collected. Of the total abundance, 65% belong to the Characiform Order, followed by the Siluriform, with 28%. Of the occurring species, the *Hyphessobrycon luetkenii* species accounted for 17% of the total sample ($n=10973$), followed by the *Otocinclus flexilis* species ($n=8434$), with approximately 13% of the total abundance. The average abundance differed significantly between the points ($F=2.634$; $p=0.004$), with the points in the upland area showing abundance values lower than the points in the lowland area. There was no significant difference in abundance ($F=0.881$; $p=0.486$) between the seasonal periods. Shannon diversity index was low in the headwaters, with Arroio Preá (Preá Stream) getting the lowest score ($H'=0.2121$). The lowlands, in general, showed greater diversity. The findings obtained indicate that the greatest evenness occurred in the same points recorded for the Shannon index (H'). The clustering result showed a close relationship between the São Leopoldo and Canoas points, located in the lowland of the Sinos River, under strong influence of urbanization. Another grouping connects the Arroio Passo Grande and Evaristo points, which are streams of the basin of the Gravataí River, in lowland sections, showing a similarity relationship between locations of the same region, with similar structural characteristics. Such similarity of environments can also be found in the grouping of environments that surround the swampy areas in the middle section of the Sinos River. While watching the species that occur in the Saco do Quilombo point and in the areas close to the delta the strong influence of this environment in the region was noticeable. The findings are consistent with the Lowe – McConnel theory (1999), according to which the fauna of Neotropical fish is dominated by the Characiform and Siluriform. Another concept consistent with the results obtained is the "Conceito do Rio Contínuo" (River Continuum Concept) that comprises two main groups: 1) connect points in locations above 800 meters altitude, 2) connect points in lowland areas, isolated environments, or that present different spatial mosaics, and should be considered priority for the maintenance of some species. Many species tend to occur in certain areas. Information on the habitats and the surroundings are also important to record the species of a given area. Such data should be carefully examined when there is a negative impact on the environment that may significantly affect the abundance and diversity of species in the area, because many species may be endemic, rare or threatened with extinction.

Key-words: ecological descriptors, southern Rio Grande do Sul upland, wetland, swamps, rivers, streams.

1. Introdução

Alterações antrópicas tem sido ultimamente alvo de estudo quanto seus impactos nos diferentes grupos animais. Um grupo que tem recebido uma maior atenção são os peixes, isto por serem importantes na cadeia alimentar, e servirem como recurso econômico para os seres humanos. Considerados topo da pirâmide trófica numa comunidade aquática, se comparados a algas e zooplâncton, fornecem desta maneira uma visão integrada do sistema (ARAÚJO, 1998).

O estudo de como as condições ambientais e os processos bióticos determinam a abundância, riqueza e a distribuição das espécies (BROWN, 1984) faz parte das avaliações ecológicas, que buscam conhecer os padrões de distribuição das espécies, influenciada estreitamente por estas condições (BEGON et.al., 2006).

Alves (2008) cita que alterações naturais interferem na comunidade ictiológica ao longo do curso do rio, tendendo a uma maior riqueza na área da foz dos rios (REYES-GAVILÁN *et al.*, 1996). Essa tendência já foi citada anteriormente por Vanotte *et.al.*(1980), através dos gradientes físicos e bióticos, que geraram a teoria do Rio Contínuo, que descreve a estrutura e função das comunidades aquáticas de forma contínua ao longo do curso do rio. Este conceito propõe que a distribuição das espécies acompanha os gradientes abióticos; principalmente em função do processamento de matéria orgânica e por meio de diferentes padrões tróficos ao longo do gradiente longitudinal.

Segundo Calow & Petts (1996) o fluxo dos sistemas hídricos como riachos e arroios é unidirecional, com orientação nascente – foz, gerando assim um gradiente contínuo de condições físicas, como profundidade, largura, correnteza, turbidez e temperatura (ALLAN, 1995; ABES & AGOSTINHO, 2001), regulando desta forma a estrutura e a dinâmica biológica (VANNOTE *et al.*, 1980; UIEDA & CASTRO, 1999; ABES & AGOSTINHO, 2001). Nitidamente a distribuição das espécies ocorre por fatores ambientais, que se combinam e interagem, e atuam sinergicamente com condições ambientais não-naturais afetando a estrutura de uma comunidade, desta forma, os processos dominantes, presentes em ambientes lóticos, afetam a interação entre fatores biológicos e físicos na bacia hidrográfica, ocasionando a principal diferença em relação aos ambientes lênticos de lagos e reservatórios (JEFFRIES & MILLS, 1994).

As variações na comunidade podem ocorrer por oscilações abióticas, mas também podem ocorrer por interferências ocasionadas pela modificação do habitat, diminuição da qualidade da água, uso do solo inadequado, entre outros. Essas interferências no ambiente, oriundas de ações humanas, podem causar a perda e a modificação permanente de habitats causando a diminuição da diversidade aquática (ABES & AGOSTINHO, 2001).

Existe a possibilidade de que muitas espécies desaparecerão sem serem identificadas e estudadas (TEJERINA-GARRO, 2008; BARLETTA *et al.*, 2010). O conhecimento da diversidade de peixes ocorrentes em um dado local fornece informações da saúde ambiental do recurso hídrico, além de obtermos dados da estrutura da assembléia de peixes.

O uso de descritores ecológicos tem o intuito de verificar a estrutura da comunidade nos diferentes sistemas, e buscar compreender como esta comunidade responde às

alterações do meio. Os usos de índices auxiliam na compreensão da distribuição das espécies e como os fatores abióticos interferem nesta distribuição.

Assim o objetivo deste capítulo foi caracterizar a comunidade ictiológica em termos de diversidade, verificar se ocorreram diferenças nos índices entre as épocas de amostragem e avaliar a existência de diferenças espaciais entre as várias zonas dos sistemas aquáticos (fluvial, transição e lântica) e entre ambientes do gradiente longitudinal (arroyos, calha do rio, banhados e meandros, e planície).

2. Materiais e Métodos

2.1. Área de estudo

Foram amostrados 21 pontos entre 2007 e 2009 e utilizados mais 6 pontos amostrados entre 2000 e 2001 (BOZZETI & SCHULZ, 2004), totalizando 27 pontos amostrais (Tabela 1). O estudo avaliou pontos distribuídos na região das cabeceiras, na serra geral, afluentes dos rios, calha principal dos rios, banhados conectados ou palustres, e área de foz dos rios – planície.

Em cada uma das áreas selecionadas para análise, as características locais apresentaram situações distintas de estado de conservação. Para a localização das referidas áreas, foram consultadas inicialmente cartas topográficas, mapas regionais e imagens de satélite, acompanhadas na seqüência, de visitas *in loco* para o reconhecimento, identificação, georreferenciamento, mapeamento e definição das mesmas, bem como para averiguação de seu real estado de conservação, que será confirmado através deste estudo.

Todos os pontos amostrados foram selecionados por apresentarem distinção de características físicas e por pertencerem a diferentes fitofisionomias. As informações das bacias ao qual pertencem estes locais de coleta são comentadas para uma maior percepção da ação antrópica e como esta pode atuar na comunidade de peixes.

A Tabela 1 e Figura 1 de localização dos pontos de coleta com uma breve descrição da bacia a qual pertencem:

A Bacia Hidrográfica do Rio Caí possui uma área de cerca de 5.057km², correspondendo a 1,79 % do Estado, localizada ao norte de Porto Alegre, entre o planalto brasileiro e a depressão central. Seu curso d'água tem uma extensão de 285 km (FEPAM, 1997). A atividade econômica predominante da bacia é a agricultura, embora a indústria metalúrgica e os curtumes, além do comércio sejam as atividades que geram mais divisas. Os afluentes têm suas nascentes em cotas que podem ultrapassar 800 m, ocorrendo formação de cachoeiras. Nessa região há criação extensiva de gado bovino, seguido pela produção de maçãs e atividade madeireira (FEPAM, 1997).

A bacia hidrográfica do sistema Taquari-Antas situa-se na região nordeste do estado do Rio Grande do Sul, abrangendo uma área de 26.428 km². Trata-se do principal afluente do rio Jacuí, maior formador do Guaíba. Esta bacia possui características físicas e antrópicas diferenciadas: áreas de alto índice de industrialização, áreas com predomínio de produção primária, zonas intensamente urbanizadas e riscos de ocorrência de enchentes, entre outras. O rio Taquari-Antas tem suas nascentes nos municípios da Serra Geral, numa

região de baixa densidade populacional, onde predomina a criação extensiva de gado. Em relação aos usos da água, os principais usos são por ordem de importância: irrigação, concentrada no primeiro trimestre do ano, abastecimento público doméstico e dessedentação de animais.

A bacia hidrográfica do Rio Mampituba situa-se a nordeste do Estado do Rio Grande do Sul e sua área é de 703,23 Km² entre as coordenadas geográficas 29°11' a 29°26' de latitude Sul e 49°42' a 50°12' de longitude Oeste. A irrigação do arroz, o turismo e a pesca são os principais usos da água nesta bacia. Trata-se de uma bacia compartilhada com o Estado de Santa Catarina, abrangendo área no extremo sul deste estado, sendo o gerenciamento de suas águas regido pela Lei 9.433/1997.

A bacia hidrográfica do Rio dos Sinos está situada a nordeste do Estado, tendo suas nascentes localizadas na Serra Geral e sua foz no Delta do Rio Jacuí, na cidade de Canoas. Possui uma extensão de 190 km e drena uma área de aproximadamente 3.820 Km² (FEPAM, 1999). Os pontos a serem amostrados na área da calha principal são no trecho superior, médio e inferior do rio, conforme localidades a seguir:

A bacia hidrográfica do Rio dos Sinos é ideal para investigar os efeitos sobre a fauna aquática. É um rio que recebe uma descarga de drenagem relativamente acentuada, devido os seus formadores, mas que sofre grandes variações da vazão observadas anualmente, que oferecem situações de cheias e escassez (FEPAM, 1999). O período de escassez ocorre entre janeiro e março, período ecologicamente mais sensível porque incluem a piracema dos peixes migradores, época de reprodução da maioria das espécies de peixes e a dispersão das larvas e alevinos de peixes para os banhados (PESOA, 2004).

As nascentes da Bacia do Rio dos Sinos estão a pelo menos 600m de altitude, na região dos Campos de Cima da Serra e não recebem uma forte influência antrópica das grandes cidades e das indústrias, mas sim, desmatamento para fazendas de gado e lavouras de monocultura. Em certos trechos sofre ainda com a pesca intensiva (PESOA, 2004).

Na região da foz destes rios, localizada na região do Delta do Jacuí, existe um ponto de estudo na localidade de Saco do Quilombo. A região do Delta do Jacuí é de extrema importância biológica, pois o Delta do Jacuí é um conjunto hidrográfico de 16 ilhas, canais, banhados, charcos do Rio Grande do Sul, que se formam a partir do encontro dos rios Gravataí, Sinos, Caí e Jacuí (este último recebe águas do Taquari na área inferior da bacia), e que ao longo dos anos sofreu com a pesca, com a industrialização da região, com a dragagem de areia, desmatamento da mata ciliar, erosão e poluição de diversos tipos.

Este ponto de estudo está incorporada a Área de Proteção Ambiental do Delta do Jacuí, situado na Região Metropolitana de Porto Alegre. O parque é formado por ilhas e porções continentais com matas, banhados e campos inundados. O complexo de ilhas funciona como filtro e esponja regulando a vazão dos rios em épocas de cheias, protegendo a população da grande Porto Alegre e possui uma área de 14.242,05 hectares.

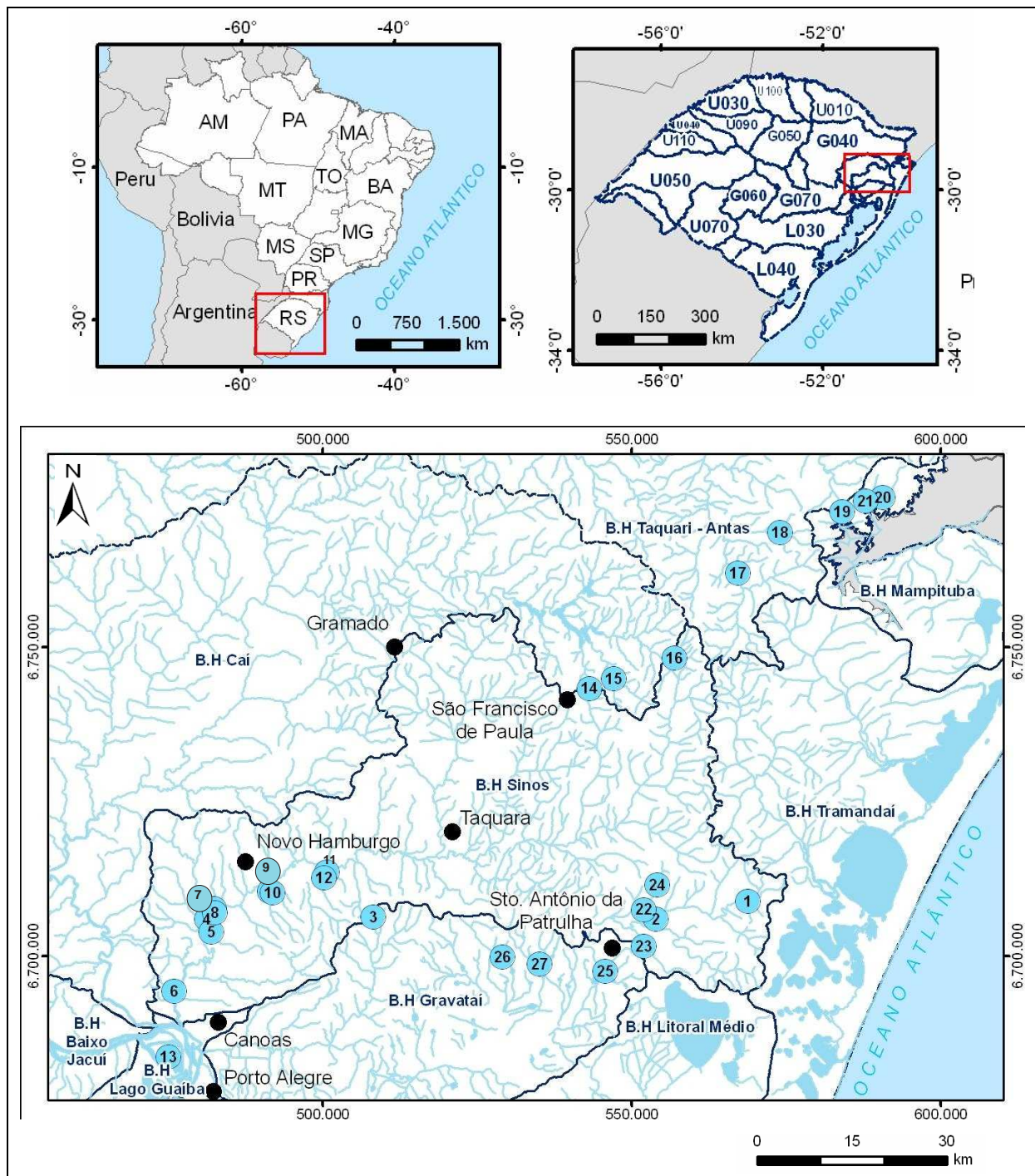


Figura 1– Mapa de localização dos pontos de estudo nas bacias estudadas: ● Pontos Amostrados

2.2 Amostragem

As coletas de peixes foram efetuadas bimestralmente nos diferentes pontos de estudo ao longo num período de dois anos, de agosto de 2007 a outubro de 2009, com amostragens que representavam as comunidades ícticas. Ainda foram utilizados dados de coletas anteriormente realizadas no período de 2000/2001 pela aluna de mestrado Márcia Bozetti (BOZETTI & SCHULZ, 2004) em pontos diversos, através da pesca elétrica na Bacia do Gravataí e dos Sinos.

Em riachos de menor profundidade e banhados as coletas foram feitas com uso da pesca elétrica, com esforço amostral realizado num intervalo de aproximadamente 30 minutos, em um ponto de cerca de 100 metros, com passada única. Para a pesca elétrica, utilizou-se um gerador de corrente contínua, modelo FEG 800 (EFKO, Alemanha) a aproximadamente 750 V e uma potência de 7,5 kW .

Na calha principal do Rio dos Sinos e Saco do Quilombo foram combinados os usos da pesca elétrica, e redes de espera. As baterias de redes de diferentes malhas (1,5; 2,0; 2,5; 3,0 mm entrenós) dispostas das 18h30 as 8h30 do dia seguinte. Todos os indivíduos foram acondicionados em formol 10% e levados ao laboratório de Ecologia de Peixes da UNISINOS para posterior identificação e realização das medidas biométricas. A classificação taxonômica segue REIS *et al.* (2003).

Em virtude da pesca elétrica ser aplicada neste estudo tanto em sistemas lênticos como em lóticos, padronizamos a metodologia em esforços amostrais de trinta minutos, visto que a largura média dos ambientes lênticos é maior do que os lóticos. Desta maneira, tornou-se possível amostrar todos os microhabitats neste intervalo de tempo.

3.3. Análise dos dados

2.3.1. Descritores Ecológicos e Levantamento das Espécies

Essa avaliação possibilitou o conhecimento das espécies ocorrentes na área de estudo, nos 27 pontos amostrais. As espécies foram identificadas e geraram uma lista sistemática fornecendo resultados da abundância, gêneros ocorrentes, número de famílias e ordens.

2.3.2. Índice de constância

O índice de constância (DAJOZ, 1983) é a razão percentual entre o número de amostras em que uma dada espécie está presente e o total das amostras, onde:

Espécie constante: quando está presente em mais de 50% dos levantamentos;

Espécie acessória: quando está presente entre 25% a 50% dos levantamentos;

Espécie acidental: quando a presença é menor do que 25% dos levantamentos.

Os valores foram calculados com a abundância total e sazonalmente nos dois períodos de estudo, e utilizado ANOVA para avaliar se houve diferença significativa entre as estações.

2.3.3. Índice de diversidade (Shannon Wiener)

Este índice deriva da teoria da informação e mede a incerteza de que dois indivíduos tomados ao acaso de uma população de S espécies e N indivíduos, sejam da mesma espécie, além de dar peso maior nas espécies raras.

Portanto, tanto mais o valor do índice se afasta da zero tanto maior será a diversidade. Sendo a base logarítmica usada igual a base dois - a unidade de medida da diversidade é bits/indivíduo. Ele é dado por:

$$H' = - \sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i}{N} \right) \cdot \log_2 \left(\frac{n_i}{N} \right)$$

Onde

s= número total de indivíduos na amostra

n_i = número de indivíduos da i-ésima espécie;

N=número total de indivíduos da amostra;

H' = índice de diversidade – aumenta valor com o aumento do número de espécies.

Este índice foi selecionado, pois as subamostras derivam de locais distintos, e, portanto com espécies raras. Desta forma, através deste índice, as espécies raras têm maior peso no valor final.

Para avaliar o efeito espaço-tempo sobre o H' foi utilizada a ANOVA com teste *Tukey a posteriori* para verificar se há diferença entre pontos.

2.3.4. Índice Similaridade

Para verificar a similaridade entre as estações quanto a distribuição espacial das espécies, os dados de presença/ausência obtidos das capturas totais foram registrados em uma matriz ambiental e utilizados para uma análise de agrupamento, que avalia os grupos com maior similaridade (VALENTIN, 2000).

Considerando que as amostras dificilmente possuem todas as espécies e que os pares de dados nulos aumenta, gerando o problema da falsa semelhança entre amostras, o método escolhido foi o coeficiente de Jaccard que exclui a dupla ausência (VALENTIN, 2000). O menor valor adotado para considerar o Dendograma como boa representação da matriz de similaridade original foi de 0,75 como sugerido por McGARIGAL *et al.* (2000). Este índice assume valores que podem variar de 0 a 5. O declínio de seus valores é o resultado de maior dominância de grupos em detrimento de outros (BEGON *et al.*, 1996).

Com base nos valores, foi elaborado o Dendograma (Cluster) para melhor visualização das maiores e menores distâncias entre os locais amostrados.

2.3.5. Equitabilidade (PIELOU, 1966)

Este índice fornece informações sobre a repartição das abundâncias das espécies na comunidade. Seu valor máximo é atingido quando todas as espécies têm a mesma

abundância, referindo-se ao padrão de distribuição dos indivíduos entre as espécies (MOÇO *et al.*, 2005). A equitabilidade é estimada conforme a equação:

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

Onde:

H' é o índice de Shannon e $H'_{\max} = \log(S)$, sendo S o número das espécies na amostra.

Para as avaliações, foram utilizados valores absolutos de abundância.

2.3.6. Dominância (SAKAGAMI & LAROCA, 1971)

Índice que calcula o limite de dominância das espécies numa dada área de estudo, considerando as dominantes as que se encontram acima do LD, calculado a partir da fórmula:

$$LD = (1/S)*100$$

Onde:

LD = Limite de dominância

S = numero total de espécies

A dominância das espécies encontradas na área de estudo foi determinada através do Cálculo do limite de dominância calculado a partir da equação $LD = (1/S)*100$ citada por Sakagami e Laroca (1971), onde LD representa o limite de dominância e S representa número total de espécies. Este parâmetro classificou as espécies em dominantes quando os valores da frequência apresentaram-se superiores a este limite e não dominantes quando os valores encontrados foram menores.

O limite de dominância foi obtido nos dois períodos de estudo (2000/2001 e 2007 a 2009).

3. RESULTADOS

Descritores Ecológicos e Levantamento de Espécies – Índice de Constância, Dominância

Foi coletado um total de 62141 indivíduos nos períodos de 2000/2001 e de 2007 a 2009, contabilizando 95 espécies distribuídas em 25 famílias de sete ordens (Tabela 2).

A tabela 4 (Anexo 5) fornece a lista sistemática das espécies encontradas, com a abundância total de cada espécie e sua frequência de ocorrência durante o período de estudo.

Das 95 espécies, distribuídas nas sete ordens, 65% da abundância total pertencem a Ordem dos Characiformes, seguida dos Siluriformes, com 28% (Figura 2). Essas duas ordens compreendem 8 famílias cada, conforme visualizado na tabela acima.

As Ordens Clupeiformes, Synbranchiformes e Gymnotiformes não somam juntas 1%, portanto não foram incluídas (Figura 2).

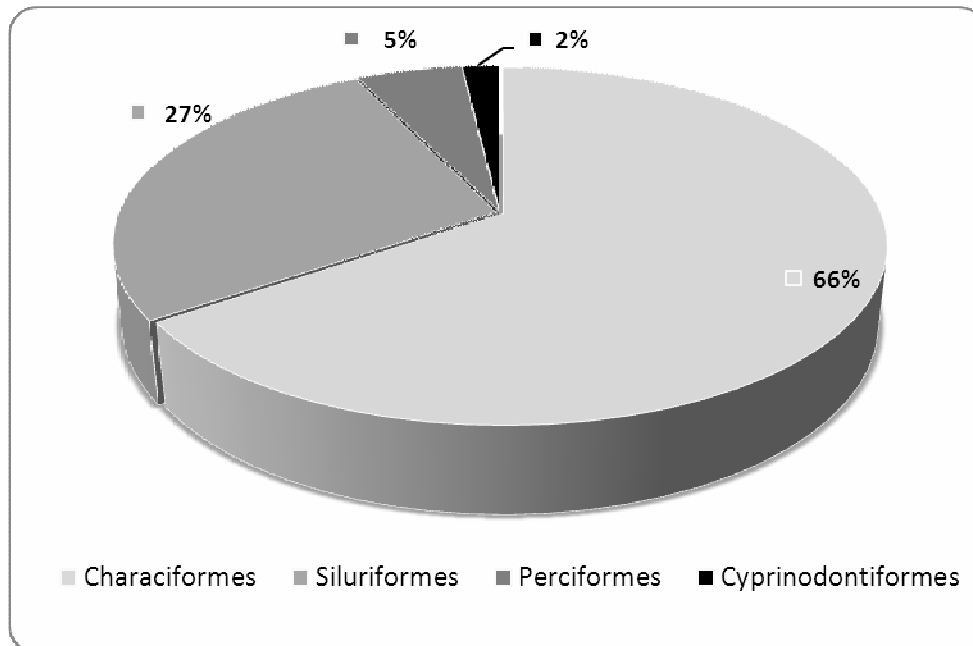


Figura 2 - Percentual das Ordens baseada na abundância durante o período de estudo, nos pontos amostrais.

Dentre as espécies ocorrentes, os caracídeos da espécie *Hyphessobrycon luetkenii* apresentaram abundância de 10973 indivíduos, representando 17% da amostra total, seguida da espécie *Otocinclus flexilis* (n=8434), um loricarídeo da Ordem Siluriformes, com aproximadamente 13% da abundância total. Das 97 espécies, 24 espécies apresentaram um N maior que 500, contabilizando 53999 indivíduos (Anexo 5) do total da amostra de estudo (Figura 3).

Durante o período de estudo, as estações que apresentaram maior abundância foram primavera (2007 e 2008) e o verão (2001), percebendo-se claramente uma tendência ao aumento de indivíduos nos períodos mais quentes.

Essa tendência é observada na Figura 5, onde se visualiza um aumento na primavera e verão. Na Figura 5 os valores absolutos da abundância foram somados, totalizando quatro períodos sazonais. Neste gráfico pode-se verificar que o verão apresentou abundância pouco mais elevada, provavelmente pelo acréscimo de indivíduos de *O. flexilis* no período do verão de 2001, coletados na bacia do Rio Gravataí.

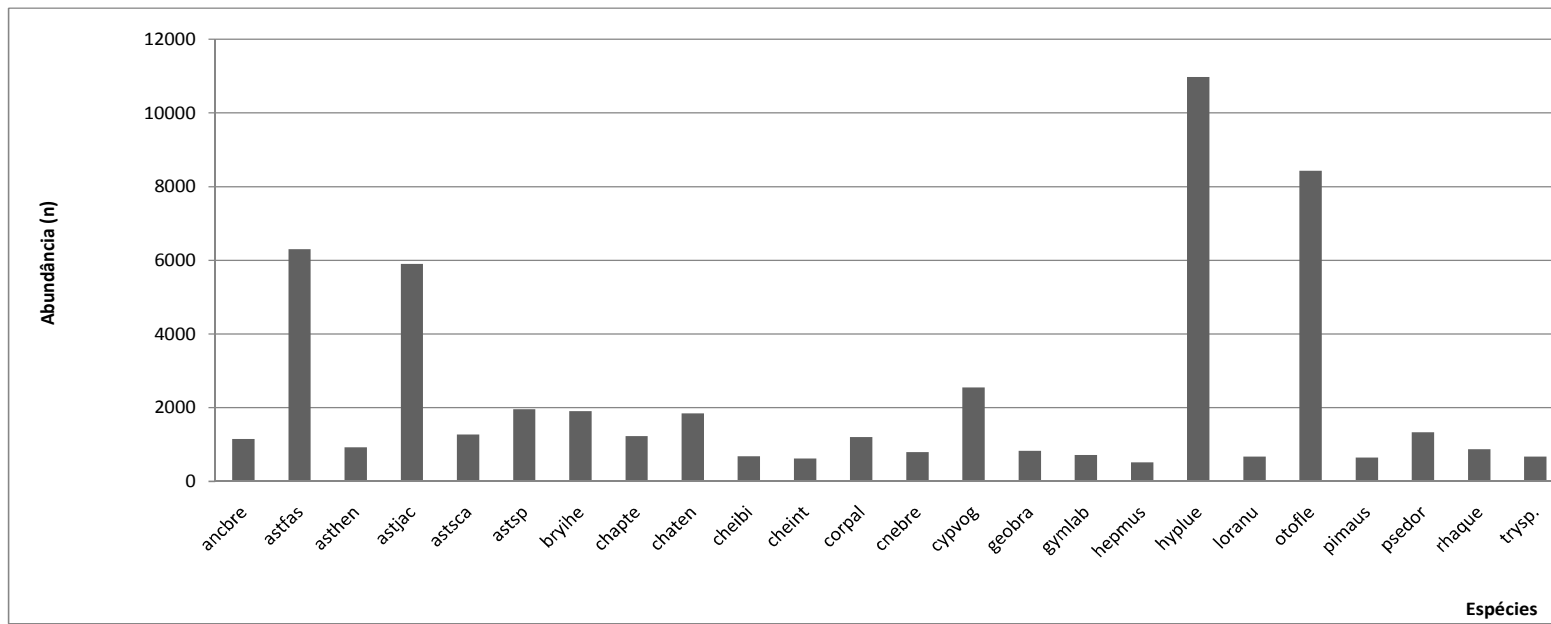


Figura 3 – Número total (n) de indivíduos das espécies mais abundantes (n>500): sigla das espécies no Anexo 5

A abundância média entre os pontos difere significativamente ($F=2,634$; $p=0,004$) mostrando que os pontos de estudo, que são distintos, fornecem informações externas capazes de gerar um número de indivíduos diferentes em cada local. Ao observar os pontos da área do planalto, os resultados apresentam valores de abundância inferior aos resultados de pontos da área de planície, indicando que ocorrem variações ao longo do gradiente longitudinal.

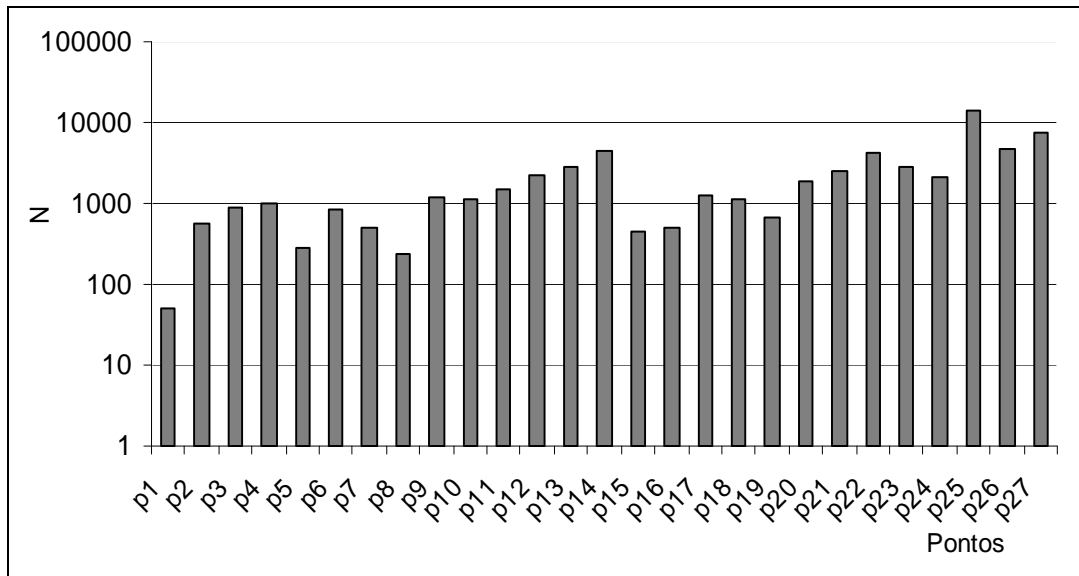


Figura 4 – Número total de indivíduos por ponto, logaritimizado.

Embora a média da abundância total entre as espécies varie (Figura 5), a ANOVA não apresentou diferença r ($F=0,881$; $p=0,486$), indicando que a abundância não apresenta diferença significativa entre os períodos sazonais.

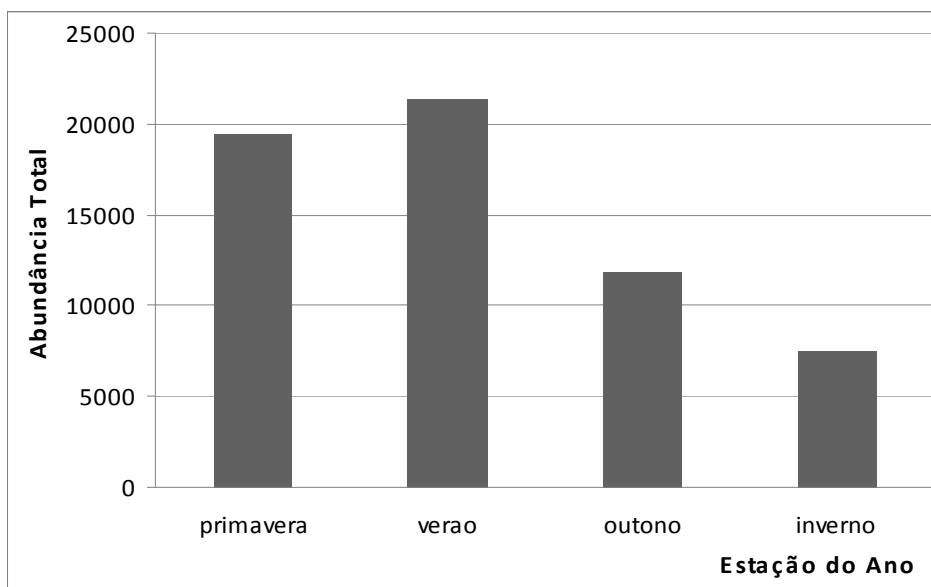


Figura 5 – Número de indivíduos total por período sazonal amostrados durante o estudo ($F=0,881$; $p=0,486$).

Índice de Shannon e Equitabilidade

No índice de Shannon, o resultado conferiu aos pontos de arroios, localizados nos campos de cima da serra e com maior altitude, os que apresentam menores Índices de diversidade (H'), sendo o Arroio Preá, próximo ao Canyon Itaimbezinho, o de menor resultado ($H'=0,2121$). Pontos em menor altitude e com características de planície, de modo geral apresentaram maior diversidade, onde os maiores valores registrados foram o pontos P25, com $H'=2,4856$ e P11, com $H'=2,4243$.

Quanto à equitabilidade, que leva em consideração a razão entre o H' e o H' máx, onde hipoteticamente todas as espécies fossem igualmente abundantes, o resultado obtido denota que a maior equitabilidade ocorrem nos mesmos pontos registrados para o índice de Shannon (H'), conforme visualizado na Figura 6, corroborando o resultado apresentado pelo Shannon.

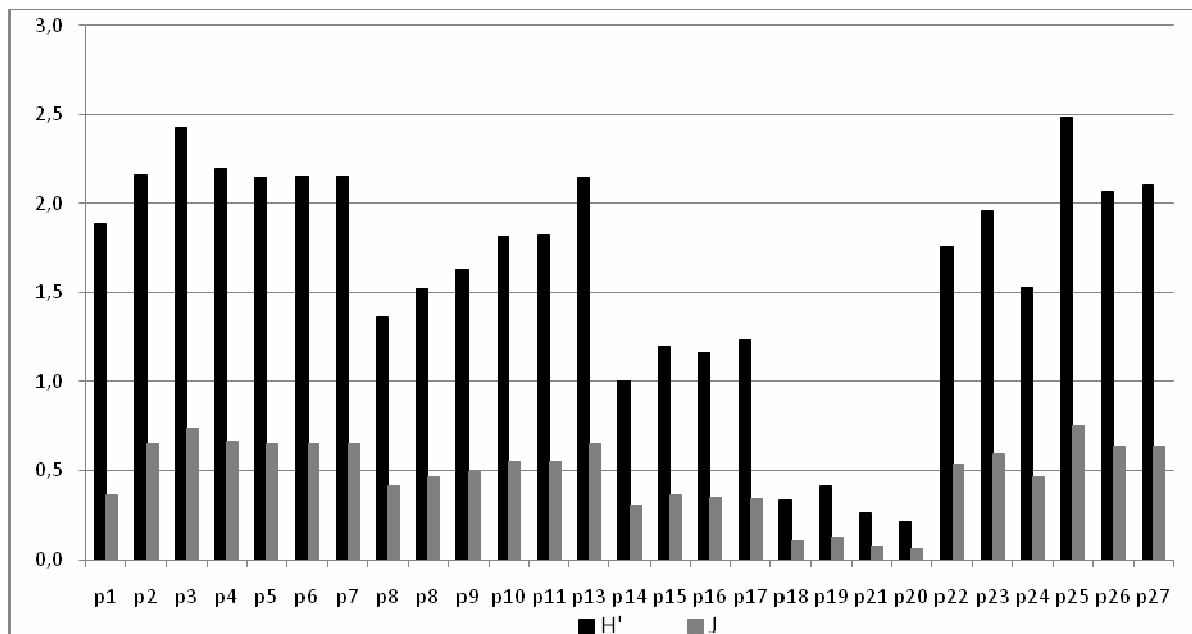


Figura 6 - Índice de Shannon (H') e Equitabilidade de Pielou (J) dos pontos de estudo, expostos comparativamente.

Similaridade

O resultado do cluster com base na similaridade de Jaccard (Figura 7) mostrou uma relação de proximidade entre os pontos São Leopoldo e Canoas, que se localizam na planície do rio dos Sinos, com forte influencia de urbanização. Outro grupamento menor que apresenta similaridade, ligam os pontos próximos a São Leopoldo, e outro que agrupa pontos que são arroios da Bacia do Rio Gravataí, em trechos de planície, indicando que há uma relação de similaridade em localidades da mesma região, com características estruturais semelhantes.

Essa similaridade de ambientes também pode ser observada no agrupamento dos pontos p7 a p12, que englobam as áreas de banhados do trecho médio do Rio dos Sinos.

As áreas da serra do RS também são agrupadas e mostram similaridade das espécies, distinguindo-se do restante dos agrupamentos.

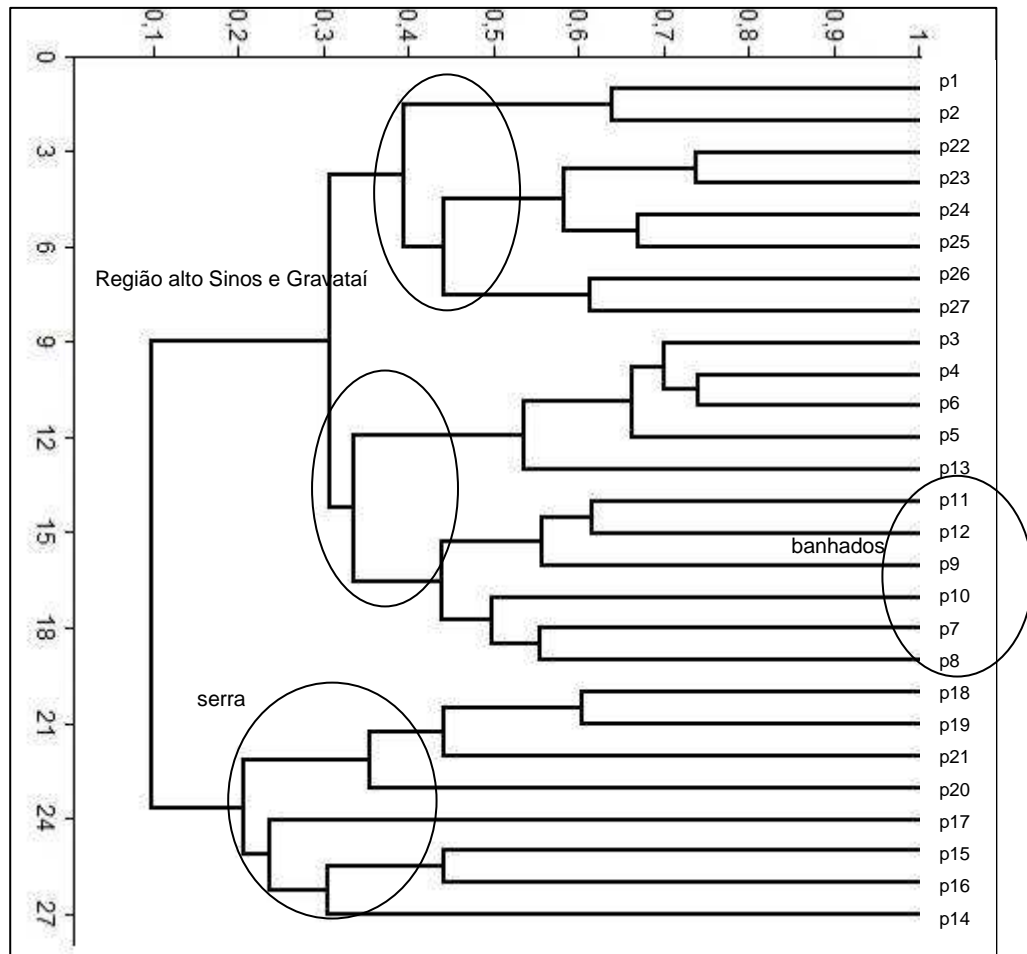


Figura 7 – Dendrograma de Jaccard – Análise de Grupamento baseado na comunidade de peixes registrados durante o período de estudo (coeficiente de correlação, $Cr = 0,95$).

Dessa forma, observa-se que os padrões gerais indicam uma composição de espécies semelhantes, em ambientes aquáticos semelhantes, mostrando que a estrutura do hábitat e a bacia de drenagem o qual se encontra o arroio/rio influencia as espécies existentes no ambiente.

Dominância

Quanto a dominância, o valor calculado ($LD = (1/S) \cdot 100$) resultou num limite de 1,05 para o período da 2000/2001 e 1,78 para o período de 2007 a 2009. Este valor limítrofe indicou que 21 espécies do primeiro período e 11 espécies do segundo período foram consideradas dominantes, conforme Tabela 2 e Tabela 3.

5. DISCUSSÃO

Estudos em ecologia visando a diversidade têm tido especial atenção, pois tem se direcionado para metas de conservação do recurso pesqueiro, e um maior entendimento da comunidade. A estrutura da comunidade enfocada em trabalhos de ecologia tem dado suporte a uma gama de informações quanto sua resposta aos fatores ambientais (JACKSON *et al*, 2001; BECKER, 2002).

Este capítulo buscou ampliar o conhecimento das comunidades da área de estudo, o que fornece subsidio para um maior entendimento das relações com o hábitat, sua escolha por determinados ambientes, e a resposta a integridade biótica, e por esta razão utilizou-se de índices ecológicos.

A comunidade de peixes encontrada nos 27 pontos, avaliados em dois períodos distintos, registrou a presença de 95 espécies, conforme visto nos resultados.

Ao observar as espécies ocorrentes no ponto do Saco do Quilombo e de pontos próximos ao delta, percebe-se a forte influencia deste ambiente, que possui características fortes de planície e que recebe descarga hídrica de vários rios de médio a grande porte, além da ligação do Lago Guaíba com a Laguna dos Patos, com a presença de espécies típicas como *Serrapinnus calliurus*, *Schizodon jacuhiensis*, *Pachiuirus bonariensis*, distinguindo-se de trechos do rio/arroios de 1ª ordem em locais com elevação maior que 800 m de altitude, com a presença de típicas das áreas de cabeceiras.

Das 95 espécies, somente cinco ocorreram exclusivamente no período 2000/2001 que engloba o levantamento das bacias do Gravataí e dos Sinos, e outras 29 espécies somente no período de 2007 a 2009, que engloba as bacias dos Sinos, Mampituba, Taquari-Antas, Cai, e Delta do Jacui.

Das cinco espécies registradas em 2000/2001, três espécies (*Dsichtys iheringi*, *Homodiaetus anisitsi*, *Pyrrhulina australis*) só ocorrem na Bacia do Rio Gravataí, e as outras duas espécies, *Macropsobrycon uruguayanae* e *Rineloricaria sp.n.* ocorreram na Bacia dos Sinos.

No entanto, *M.uruguayanae* só teve registro em 2000, o que pode denotar espécie rara na bacia ou captura accidental. *Rineloricaria sp.n.* provavelmente não foi identificada no período, sendo provavelmente uma espécie ocorrente na Bacia dos Sinos, e talvez em outras bacias, que provavelmente tenha sido identificada nas campanhas posteriores, já sendo registrada em nível específico.

A presença de certas espécies em determinados trechos de rios ou bacias, como o registro de *Cnesterodon brevirostratus*, *Pareirhaphys hystrix*, *Astyanax cremnobates*, típicas de cabeceiras, foi evidenciada no estudo e corroborada pelo índice de Diversidade de Shannon, Equitabilidade e Cluster de Similaridade de Jaccard, que agrupou localidades, com semelhança nas suas características estruturais, com presença de determinadas espécies.

Os índices mostraram que a maior riqueza foi apresentada nos ambientes de planície e composta principalmente por caracídeos. Esta proposição vai de encontro a Lowe – McConnel (1999) que cita que a fauna de peixes neotropicais é considerada a mais diversificada ictiofauna de água doce do mundo, sendo dominada por Characiformes e

Siluriformes. O aumento dos níveis de estresse ambiental geralmente tem sido relacionado ao decréscimo da diversidade (H'), decréscimo da riqueza específica (S) e decréscimo da equitabilidade (J'), com conseqüente acréscimo da dominância.

Outro conceito que converge com resultados encontrados é o River Continuum Concept ou "Conceito do Rio Contínuo (CRC)" de VANOTTE *et.al.*(1980), propondo que a distribuição das espécies acompanha os gradientes abióticos; principalmente em função do processamento de matéria orgânica e diferentes padrões tróficos ao longo do gradiente longitudinal. Foram observados na Análise de Grupamento, dois grandes grupos bem distintos que se relacionam aos pontos em locais acima dos 800m de altitude (P1 a P8 – campos de cima da serra), e o outro grupo em locais abaixo (outros pontos). Neste grupamento, poucos são os indivíduos que apresentam grande porte.

Neste segundo grupo, ainda há uma subdivisão do agrupamento em 2 grupos menores, que agrupam principalmente por trechos e espécies (Figura 7), em porções dos rios estudados com ordem maior que 4, com presença de espécimes de maior tamanho corpóreo, além disso os grupamentos formam uma relação de similaridade entre trechos de planícies, trechos adjacentes aos rios, e localidades próximas, na mesma região geográfica, mesmo que em bacias diferentes. Sazima (1986) salienta que se os ambientes são estruturalmente diferenciados, mesmo sendo do mesmo curso d'água, a ocorrência de espécies distintas é comum e como conseqüência deste fato uma baixa similaridade específica deveria ocorrer.

A similaridade ou dissimilaridade na composição das espécies pode indicar que a distinção estrutural longitudinal do rio pode ser um forte fator de influencia na comunidade, orientando a Constancia e dominância/raridade de determinadas espécies. Pavanelli & Caramaschi (1997) verificaram que a composição de espécies variou nos diferentes trechos amostrados, aliados a estruturação do riacho em cada local. No presente estudo, os pontos mais diferenciados formam um agrupamento distinto, pois são localizadas no Planalto, e provavelmente devidas suas características e altitude, diferem os outros pontos.

A composição das espécies, de forma geral segue a tendência dos rios tropicais, onde a maior abundância e riqueza pertencem à família dos Characiformes, com maiores valores à medida que aumenta a ordem do rio. Existem 3 teorias, sendo que as que mais se enquadram no aumento da riqueza e abundância ao longo do gradiente são as teorias do Contínuo Fluvial (VANOTTE *et.al.* 1980) e da Série Descontinuada (WARD & STANFORD, 1983), que tratam da continuidade do riacho-rio e alterações de gradientes físicos e adaptações bióticas associadas a essas modificações ao longo dos trechos.

Dentre essa família a maior abundância registrada foi do lambari *Hyphessobrycon luetkenii* presente amplamente nas bacias hidrográficas da América do Sul. A ordem dos Characiformes foi a mais representativa, seguida dos Siluriformes, resultado também registrado por Godói (2004).

Becker (2002) salienta que em estudo realizado no Rio Maquiné/RS, os peixes bentônicos de áreas de corredeiras adaptaram-se bem a eventos climáticos extremos, indicando sua resistência a tais situações. Poff & Ward (1989) e Becker (2002) inferem que as espécies sobrevivem a determinados eventos desde que estejam dentro daquelas vivenciadas pela espécie.

Barrella *et al.*(1994) investigaram a diversidade do rio Jacaré-Pepira e registraram 27 espécies no seu estudo. Nestes registros observaram que a maioria das espécies era de médio e grande porte. Garutti (1988) observou num estudo que avaliava a riqueza e sua distribuição longitudinal, que o número de espécies aumentava à medida que chegava às áreas de planície, uma tendência da teoria do Rio Contínuo (VANOTTE *et.al*, 1980)

Ações antrópicas também são levadas em consideração, como no estudo realizado por Uieda & Barreto (1999) na influencia da composição das espécies em distintos trechos de um mesmo rio. Os autores citam que em locais com maior antropização a comunidade é formada por espécies generalistas e com maior capacidade de tolerar adversidades. Melo & Lima (2000) salientam que a composição de uma comunidade é regulada por modelos estocásticos ou determinísticos. Citam que a estrutura do habitat pode influenciar esta composição, como por exemplo, em trechos do rio que são mais homogêneos e menos complexos a comunidade não sofre tanto com as oscilações, logo podem enquadrar num modelo determinístico. A conceituação do modelo estocástico diz que ambientes mais complexos geram influencia acentuada em populações menores, gerando oscilação na abundância, riqueza e taxa intrínseca de nascimentos.

Becker (2002) cita que os habitats são influenciados por fatores como geomorfologia, clima, mas que fatores biológicos e físicos não podem ser descartados devido às interações que tem como estes fatores, e que estes contribuem de forma diferente se observado em escalas diferenciadas no tempo e no espaço (JACKSON *et.al.*, 2001; BECKER, 2002). Observa-se então que os ambientes lóticos são sistemas heterogêneos em maior ou menor grau, com influencia de fatores externos que atuam sobre o sistema, em trechos com a possibilidade da presença de micro-habitats em maior ou menor quantidade, sendo estes são afetados de forma distinta. Essa situação também nos remete aos modelos determinísticos ou estocásticos que agem sobre a composição das espécies.

Se avaliarmos as comunidades geradas pelo dendrograma, o agrupamento da área serra, que apresenta uma diversidade de habitats num curto trecho espacial, ou o grupamento dos ambientes adjacentes a calha principal dos rios - banhados, que mostram um mosaico de informações estruturais e que os tornam distintos, quando sofrem com fatores externos, acabam ocasionando alterações rápidas na comunidade, levando-as a um modelo estocástico.

Dentro desta perspectiva, ambientes isolados, ou que apresentam mosaicos variados com distinção espacial, devem ser considerados prioritários para a manutenção de determinadas espécies. Portanto, observando todas as informações resultantes desta avaliação de comunidade, muitas espécies apresentam tendência a locais mais específicos, e que informações de habitats e do entorno também geram o registro de espécies num determinado local. Esses dados devem ser avaliados cuidadosamente na hora em que um impacto for afetar o ambiente, pois muitas espécies talvez sejam endêmicas, raras, ameaçadas e um impacto negativo profundo, pode acarretar significativamente a perda desta diversidade.

6. REFERÊNCIAS

- ABES, S. S. & AGOSTINHO A. A. 2001. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. *Hydrobiologia*, 445: 217–227.
- ALLAN, J.D., 1995. Stream ecology: structure and function of running waters. Chapman & Hall (Ed.), London, 388p.
- ARAÚJO, F. G. 1998. *Adaptação do índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul*. Revista Brasileira de Biologia, vol.58(4): 547-558.
- BARRELLA, W.; BEAUMORD, A. C.; PETRERE JÚNIOR, M. Comparacion de la la comunidad de peces de los rios Manso (MT) y Jacare Pepira (SP) Brasil. *Acta Biológica Venezuélica*, Caracas, v. 15, n. 2, p. 11-20, 1994.
- BEGON, M.; HARPER, J.;L. & TOWNSEND, C.R. 2006. *Ecology: individuals, populations and communities*. Blackwell Science, Victoria.
- BECKER, F.G. 2002. Distribuição e Abundância de peixes de corredeiras e suas relações com características de hábitat local, bacia de drenagem e posição espacial em riachos de Mata Atlântica (bacia do Rio Maquiné, RS, Brasil). Tese de Doutorado, Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR), 190p.
- BOZZETTI, M. & SCHULZ, U.H. 2004. *An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil*. *Hydrobiol.* 529:133-144.
- BROWN, L.R., 2000, Fish communities and their associations with environmental variables, lowe San Joaquin River Drainage, California. *Environmental Biology of Fishes*, v.57, p. 251 – 269.
- DAJOZ, R., 1983, *Ecologia geral*. Editora Vozes, São Paulo, 472p.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1989. Biological criteria for the protection of aquatic life: volume 3. Standardized biological field sampling and laboratory methods for assessing fish and macroinvertebrate communities. Divising of Quality planning & assessment section, C: olombus, Ohio.
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL /FEPAM. 1999. *Qualidade das águas do Rio dos Sinos: monitoramento da qualidade de água*. Porto Alegre, 49 p.
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL/FEPAM – PRÓ GUAIBA. 1997. *Diagnóstico da Poluição gerada pelas Indústrias localizadas na área da Bacia Hidrográfica do Guaíba*. Porto Alegre.
- GARUTTI, V. 1988. Distribuição longitudinal da Ictiofauna em um córrego da Região Noroeste do estado de São Paulo, Bacia do rio Paraná. *Revista Brasileira Biologia*, Rio de Janeiro, 48 (4): 747-759.
- GODOY, D. S. 2004. Diversidade e hábitos alimentares de peixes de um córrego afluente do rio Teles Pires, Carlinda, MT, drenagem do rio Tapajós. Alta Floresta, MT. Dissertação de Mestrado, CAUNESP, UNESP de Jaboticabal, SP. 135 p.

JACKSON, D.A, PERES-NETO, P.R. & OLDEN, J.D. What controls who is where in freshwater fish communities: the role of biotica, abiotic, and spatial factors. *Can.J.of. Fish. Aqua. Sci.*, v.58: 157-170.

LEI FEDERAL Nº 9433, DE 08 DE JANEIRO DE 1997. Institui a Política Nacional de Recursos e Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos,

LOWE-McCONNELL, R. H., 1987, *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge University Press, Cambridge, 382p.

MELO, C.E. & LIMA, J.D. 2000. Diversidade de espécies e fatores estocásticos, na regulação da ictiofauna em lagos de meandros na Bacia do Rio das Mortes – Mato Grosso, Brasil. Central de textos e UNEMAT Editora. Cuiabá, 2000.

PAVANELLI, C. S. & CAMASCHI, E. P., 1997, Composition of the ichthyofauna of two small tributaries of the Paraná river, Porto Rico, Paraná State, Brazil. *Ichthyol. Explor.Freshwaters*, 8: 23-31.

PESOA, N.A. 2004. *Migração e Movimentos do Grumatã (Prochilodus lineatus, Valenciennes, 1836) (Characiformes, Prochilodontidae) no Rio dos Sinos, RS, Brasil, determinados por Radiotelemetria*. Dissertação de mestrado: P475m Universidade do Vale do Rio dos Sinos/UNISINOS. 51f.

PIELOU, E. C. The interpretation of Ecological Data: A primer on classification and ordination. New York: Wiley, 1984, 263p.

POFF, N.J. & WARD, J.V., 1989. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Can.J.of Fish.Aquat.Sci.*, v.46: 1805-1818.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS JUNIOR, C. J. (Org.) *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. Porto Alegre: EDPUCRS, 2003.

REYES-GAVILÁN, F. G.; GARRIDO, R.; NICIEZA, A. G.; TOLEDO, M. M. & BRAÑA, F. 1996. *Fish community variation along physical gradients in short streams of northern Spain and the disruptive effect of dams*. *Hydrobiologia* 321: 155-163.

SAZIMA, I.1986. Similarities in feeding behaviour between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. *Journal Fish Biology*, 29: 53-65.

UIEDA, V. S.; BARRETO, M. G. Composição da Ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do Rio Capivara, Bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. *Revista Brasileira de Zootecias*, Juiz de Fora, v. 1, n. 1, p. 55- 67, 1999.

UIEDA, V.S. & CASTRO, R.M.C. 1999. Coleta e Fixação de peixes de riachos. p.1-22. In: MAZZONI, R. & PERES-NETO, (Ed.). *Ecologia de peixes de riacho*. Serie Oecologia Brasiliensis. v.VI.

VANOTTE, R.L., MINSCHALL, G.W.; COMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E.; 1980. The River continuunn concept. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 37: 130 -137.

<http://www.ebah.com.br/content/ABAAAAMI8AD/analise-dados-ecologicos>

Anexo 2 – Tabela 1 - Coordenadas geográficas dos pontos amostrados no estudo, com indicação do tipo de sistema hídrico de cada ponto e sua localização.

| Coordenadas | UTM | Sistema | Localidade | Município | Bacia Hidrográfica |
|--------------------|------------|----------------|------------------------|---------------------------|---------------------------|
| 568793 | 6708857 | calha | Fraga | Santo Antonio da Patrulha | Bacia do Sinos |
| 553923 | 6705978 | calha | Caraá | Caraá | Bacia do Sinos |
| 508206 | 6706406 | calha | Parobé | Parobé | Bacia do Sinos |
| 481329 | 6706033 | calha | Estação ecológica | São Leopoldo | Bacia do Sinos |
| 482052 | 6703948 | calha | Sapucaia | Sapucaia | Bacia do Sinos |
| 476115 | 6694350 | calha | Canoas | Canoas | Bacia do Sinos |
| 482578 | 6707752 | banhado | Estação ecológica | São Leopoldo | Bacia do Sinos |
| 482642 | 6707057 | meandro | Estação ecológica | São Leopoldo | Bacia do Sinos |
| 491479 | 6710453 | meandro | Olaria daudt | São Leopoldo | Bacia do Sinos |
| 492028 | 6710256 | banhado | Olaria daudt 1 | São Leopoldo | Bacia do Sinos |
| 500725 | 6713589 | meandro | Lomba grande | Novo Hamburgo | Bacia do Sinos |
| 500263 | 6712725 | banhado | Lomba grande | Novo Hamburgo | Bacia do Sinos |
| 475199 | 6683773 | meandro | Saco do Quilombo/Jacui | Guaíba | Bacia do Jacuí |
| 543154 | 6743319 | arroio | Cascata da Ronda | São Francisco de Paula | Bacia do Sinos |
| 547123 | 6744916 | calha | Rio do Pinto | São Francisco de Paula | Bacia do Sinos |
| 556882 | 6748262 | arroio | Macaco Branco | São Francisco de Paula | Bacia do Caí |
| 567237 | 6761913 | calha | Rio Tainhas | Tainhas | Bacia do Taquari-Antas |
| 574035 | 6768502 | arroio | Baio Branco | Cambara do Sul | Bacia do Taquari-Antas |
| 583986 | 6771862 | arroio | Rio Camisas | Cambara do Sul | Bacia do Taquari-Antas |
| 590554 | 6774150 | arroio | Rio Preá | Cambara do Sul | Bacia do Mampituba |
| 587826 | 6773544 | calha | Rio Águas Compridas | Cambara do sul | Bacia do Mampituba |
| 551925 | 6707565 | arroio | Arroio Grande | Santo Antonio da Patrulha | Bacia dos Sinos |
| 551994 | 6701649 | arroio | Arroio Carvalho | Santo Antonio da Patrulha | Bacia dos Sinos |
| 554164 | 6711581 | arroio | Arroio Evaristo | Santo Antonio da Patrulha | Bacia dos Sinos |
| 545756 | 6697639 | arroio | Pitangueira | Santo Antonio da Patrulha | Bacia do Gravataí |
| 529157 | 6699866 | arroio | Miraguaia | Santo Antonio da Patrulha | Bacia do Gravataí |
| 535107 | 6698724 | arroio | Venturosa | Santo Antonio da Patrulha | Bacia do Gravataí |

Anexo 3 - Tabela 2: Espécies registradas durante o estudo – período de 2000/2001, com a abundância total contabilizada, frequência de ocorrência, frequência absoluta, Dominância das Espécies e Índice de Constância:

| Espécie | Legenda | Abundância total (n) | Frequência de Ocorrência (%) | Índice de Constância | Frequência Absoluta | Espécies Dominantes (>LD) |
|-----------------------------------|----------------|-----------------------------|-------------------------------------|-----------------------------|----------------------------|-------------------------------------|
| <i>Ancistrus brevipinnis</i> | Ancbre | 1477 | 62,5 | CONS | 4,057580836 | D |
| <i>Aphyocharax anisitsi</i> | Aphani | 14 | 37,5 | ACE | 0,038460482 | ND |
| <i>Astyanax alburnus</i> | Astalb | 9 | 25 | ACI | 0,024724595 | ND |
| <i>Astyanax bimaculatus</i> | Astbim | 3385 | 100 | CONS | 9,299195077 | D |
| <i>Astyanax fasciatus</i> | Astfas | 290 | 80 | CONS | 0,79668141 | ND |
| <i>Astyanax scabripinnis</i> | Astsca | 190 | 62,5 | CONS | 0,521963682 | ND |
| <i>Astyanax sp.</i> | Astsp | 1887 | 100 | CONS | 5,183923519 | D |
| <i>Bryconamericus iheringii</i> | Bryihe | 1474 | 62,5 | CONS | 4,049339304 | D |
| <i>Callichthys callichthys</i> | Calcal | 2 | 25 | ACI | 0,005494355 | ND |
| <i>Characidium pterostictum</i> | Chapte | 1090 | 75 | CONS | 2,99442323 | D |
| <i>Characidium rachovi</i> | Charac | 2 | 25 | ACI | 0,005494355 | ND |
| <i>Characidium tenue</i> | Chaten | 1829 | 100 | CONS | 5,024587237 | D |
| <i>Characidium zebra</i> | Chazeb | 3 | 12,5 | ACI | 0,008241532 | ND |
| <i>Charax stenopterus</i> | Chaste | 10 | 37,5 | ACE | 0,027471773 | ND |
| <i>Cheirodon ibicuihensis</i> | cheibi | 461 | 62,5 | CONS | 1,266448724 | ND |
| <i>Cheirodon interruptus</i> | Cheint | 515 | 62,5 | CONS | 1,414796297 | ND |
| <i>Australoheros facetum</i> | Cicfac | 207 | 87,5 | CONS | 0,568665696 | ND |
| <i>Cichlasoma portalegrense</i> | Cicpor | 27 | 37,5 | ACE | 0,074173786 | ND |
| <i>Corydoras paleatus</i> | Corpall | 1006 | 50 | ACE | 2,763660339 | D |
| <i>Crenicichla lepidota</i> | Corlep | 157 | 87,5 | CONS | 0,431306832 | ND |
| <i>Crenicichla punctata</i> | Crepun | 227 | 62,5 | CONS | 0,623609242 | ND |
| <i>Cynopoeilus melanotaenia</i> | Cynmel | 121 | 25 | ACI | 0,33240845 | ND |
| <i>Cyphocharax saladensis</i> | Cypsal | 1 | 12,5 | ACI | 0,002747177 | ND |
| <i>Cyphocharax voga</i> | cypvog | 564 | 62,5 | CONS | 1,549407983 | ND |
| <i>Dsichtys iheringi</i> | Dsiihe | 7 | 25 | ACI | 0,019230241 | ND |
| <i>Eingenmania virescens</i> | Einvir | 2 | 25 | ACI | 0,005494355 | ND |
| <i>Geophagus brasiliensis</i> | Geobra | 419 | 75 | CONS | 1,151067278 | ND |
| <i>Gymnogeophagus labiatus</i> | Gymlab | 606 | 75 | CONS | 1,664789429 | ND |
| <i>Gymnotus carapo</i> | Gymcar | 41 | 62,5 | CONS | 0,112634268 | ND |
| <i>Hemiancistrus punctulatus</i> | Hempun | 347 | 50 | ACE | 0,953270515 | ND |
| <i>Heptapterus mustelinus</i> | Hepmus | 487 | 62,5 | CONS | 1,337875333 | ND |
| <i>Hisonotus nigricauda</i> | Hisnig | 150 | 50 | ACE | 0,412076591 | ND |
| <i>Homodiaetus anisitsi</i> | Homani | 7 | 25 | ACI | 0,019230241 | ND |
| <i>Hoplias malabaricus</i> | Hopmal | 172 | 87,5 | CONS | 0,472514491 | ND |
| <i>Hoplosternum littorale</i> | Hoplit | 2 | 12,5 | ACI | 0,005494355 | ND |
| <i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> | Hypbif | 77 | 37,5 | ACE | 0,21153265 | ND |

| Espécie | Legenda | Abundância total (n) | Frequência de Ocorrência (%) | Índice de Constância | Frequência Absoluta | Espécies Dominantes (>LD) |
|--|----------------|-----------------------------|-------------------------------------|-----------------------------|----------------------------|-------------------------------------|
| <i>Hyphessobrycon luetkenii</i> | Hyplue | 7443 | 100 | CONS | 20,44724046 | D |
| <i>Hypostomus commersoni</i> | Hypcom | 40 | 50 | ACE | 0,109887091 | ND |
| <i>Macropsobrycon uruguayanae</i> | Maciuru | 6 | 50 | ACE | 0,016483064 | ND |
| <i>Microglanis cottoides</i> | Miccot | 113 | 100 | CONS | 0,310431032 | ND |
| <i>Mimagoniates microlepis</i> | Mimmic | 17 | 25 | ACI | 0,046702014 | ND |
| <i>Oligosarcus jenynsii</i> | Olijen | 97 | 75 | CONS | 0,266476196 | ND |
| <i>Oligosarcus robustus</i> | Olirob | 134 | 50 | ACE | 0,368121755 | ND |
| <i>Otocinclus flexilis</i> | Otofle | 8348 | 50 | ACE | 22,93343589 | D |
| <i>Phalocerus caudimaculatus</i> | Phacau | 144 | 50 | ACE | 0,395593528 | ND |
| <i>Pimelodella australis</i> | Pimaus | 607 | 50 | ACE | 1,667536606 | ND |
| <i>Pseudocorynopoma doriae</i> | Pseudor | 535 | 100 | CONS | 1,469739842 | ND |
| <i>Pyrrhulina australis</i> | Pyraus | 1 | 12,5 | ACI | 0,002747177 | ND |
| <i>Rhamdella eriarcha</i> | Rhaeri | 176 | 75 | CONS | 0,4835032 | ND |
| <i>Rhamdia quelen</i> | Rhaque | 733 | 100 | CONS | 2,013680943 | D |
| <i>Rineloricaria cadeae</i> | Rincad | 263 | 100 | CONS | 0,722507623 | ND |
| <i>Rineloricaria microlepidogaster</i> | Rinmic | 230 | 87,5 | CONS | 0,631850773 | ND |
| <i>Rineloricaria sp.n.</i> | Rinspn | 58 | 50 | ACE | 0,159336282 | ND |
| <i>Steindachnerina biornata</i> | Stebio | 38 | 50 | ACE | 0,104392736 | ND |
| <i>Symbranchus marmoratus</i> | Symmar | 134 | 100 | CONS | 0,368121755 | ND |
| <i>Trycomycterus sp.</i> | trysp | 19 | 50 | ACE | 0,052196368 | ND |

Anexo 4 - Tabela 3: Espécies registradas durante o estudo, com a abundância total contabilizada, frequência de ocorrência, frequência absoluta, Dominância das Espécies e Índice de Constância:

| <i>Espécie</i> | <i>Legenda</i> | <i>Abundância total (n)</i> | <i>Frequência de Ocorrência (%)</i> | <i>Índice de Constância total</i> | <i>Frequência Absoluta</i> | <i>Espécies Dominantes (>LD)</i> |
|-----------------------------------|----------------|-----------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|----------------------------|-------------------------------------|
| <i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> | acepan | 92 | 77,78 | CONS | 0,4350 | ND |
| <i>Ancistrus brevipinnis</i> | Ancbre | 54 | 66,67 | CONS | 0,2553 | ND |
| <i>Aphyocharax anisitsi</i> | Aphani | 8 | 33,33 | ACES | 0,0378 | ND |
| <i>Astyanax alburnus</i> | Astalb | 272 | 77,78 | CONS | 1,2860 | D |
| <i>Astyanax cremnobates</i> | Astcre | 181 | 11,11 | ACI | 0,8558 | ND |
| <i>Astyanax eigemnaniorum</i> | Asteig | 62 | 33,33 | ACES | 0,2931 | ND |
| <i>Astyanax fasciatus</i> | Astfas | 3355 | 88,89 | CONS | 15,8621 | D |
| <i>Astyanax henseli</i> | Asthen | 566 | 44,44 | ACES | 2,6760 | D |
| <i>Astyanax jacuhiensis</i> | Astjac | 1349 | 88,89 | CONS | 6,3779 | D |
| <i>Astyanax scabripinnis</i> | Astsca | 1292 | 44,44 | ACES | 6,1085 | D |
| <i>Astyanax sp.</i> | Astsp | 71 | 44,44 | ACES | 0,3357 | ND |
| <i>Astyanax sp2</i> | Astsp2 | 57 | 55,56 | CONS | 0,2695 | ND |
| <i>Astyanax sp4</i> | Astsp4 | 7 | 11,11 | ACI | 0,0331 | ND |
| <i>Bryconamericus ecae</i> | Bryeca | 4 | 22,22 | ACI | 0,0189 | ND |
| <i>Bryconamericus iheringii</i> | Bryihe | 318 | 66,67 | CONS | 1,5035 | D |
| <i>Bunocephalus doriae</i> | Bundor | 5 | 33,33 | ACES | 0,0236 | ND |
| <i>Callichthys callichthys</i> | Calcal | 7 | 22,22 | ACI | 0,0331 | ND |
| <i>Characidium pterostictum</i> | Chapte | 143 | 44,44 | ACES | 0,6761 | ND |
| <i>Characidium rachovi</i> | charac | 3 | 33,33 | ACES | 0,0142 | ND |
| <i>Characidium tenue</i> | Chaten | 17 | 55,56 | CONS | 0,0804 | ND |
| <i>Characidium orientale</i> | Chaori | 38 | 44,44 | ACES | 0,1797 | ND |
| <i>Characidium zebra</i> | chazeb | 28 | 22,22 | ACI | 0,1324 | ND |
| <i>Charax stenopterus</i> | Chaste | 8 | 44,44 | ACES | 0,0378 | ND |
| <i>Cheirodon ibicuihensis</i> | Cheibi | 273 | 77,78 | CONS | 1,2907 | ND |
| <i>Cheirodon interruptus</i> | Cheint | 71 | 77,78 | CONS | 0,3357 | ND |
| <i>Australoheros facetum</i> | Cicfac | 85 | 77,78 | CONS | 0,4019 | ND |
| <i>Cichlasoma portalegrense</i> | Cicpor | 65 | 55,56 | CONS | 0,3073 | ND |
| <i>Corydoras paleatus</i> | Corpall | 225 | 77,78 | CONS | 1,0638 | ND |
| <i>Corydoras undulatus</i> | Corund | 6 | 22,22 | ACI | 0,0284 | ND |
| <i>Cnesterodon brevirostratus</i> | Cnebre | 577 | 44,44 | ACES | 2,7280 | D |
| <i>Crenicichla lepidota</i> | Crelep | 83 | 66,67 | CONS | 0,3924 | ND |
| <i>Crenicichla punctata</i> | Crepun | 84 | 55,56 | CONS | 0,3971 | ND |
| <i>Crenicichla sp</i> | Cresp | 2 | 11,11 | ACI | 0,0095 | ND |
| <i>Cynopocilus melanotaenia</i> | Cynmel | 32 | 22,22 | ACI | 0,1513 | ND |
| <i>Cyphocharax saladensis</i> | Cypsal | 4 | 44,44 | ACES | 0,0189 | ND |
| <i>Cyphocharax voga</i> | Cypvog | 2257 | 88,89 | CONS | 10,6709 | D |

| Espécie | Legenda | Abundância total (n) | Frequência de Ocorrência (%) | Índice de Constância total | Frequência Absoluta | Espécies Dominantes (>LD) |
|-----------------------------------|----------------|-----------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|----------------------------|-------------------------------------|
| <i>Diapoma speculiferum</i> | Diaspe | 171 | 66,67 | CONS | 0,8085 | ND |
| <i>Eigenmania virescens</i> | einvir | 6 | 22,22 | ACI | 0,0284 | ND |
| <i>Euricheylichthys sp</i> | Eursp | 3 | 11,11 | ACI | 0,0142 | ND |
| <i>Geophagus brasiliensis</i> | Geobra | 512 | 88,89 | CONS | 2,4207 | D |
| <i>Gymnogeophagus gymnogenys</i> | Gymgym | 179 | 77,78 | CONS | 0,8463 | ND |
| <i>Gymnogeophagus labiatus</i> | Gymlab | 135 | 66,67 | CONS | 0,6383 | ND |
| <i>Gymnogeophagus rhabdotus</i> | Gymrha | 255 | 77,78 | CONS | 1,2056 | D |
| <i>Gymnotus carapo</i> | Gymcar | 17 | 66,67 | CONS | 0,0804 | ND |
| <i>Hemiancistrus punctulatus</i> | Hempun | 380 | 66,67 | CONS | 1,7966 | D |
| <i>Heptapterus mustelinus</i> | Hepmus | 24 | 55,56 | CONS | 0,1135 | ND |
| <i>Hisonotus nigricauda</i> | Hisnig | 39 | 66,67 | CONS | 0,1844 | ND |
| <i>Hisonotus sp</i> | Hissp | 4 | 11,11 | ACI | 0,0189 | ND |
| <i>Hisonotus sp1</i> | Hissp1 | 43 | 77,78 | CONS | 0,2033 | ND |
| <i>Hisonotus sp2</i> | Hissp2 | 36 | 33,33 | ACES | 0,1702 | ND |
| <i>Hoplias lacerdae</i> | Hoplac | 1 | 11,11 | ACI | 0,0047 | ND |
| <i>Hoplias malabaricus</i> | Hopmal | 195 | 88,89 | CONS | 0,9219 | ND |
| <i>Hoplosternum littorale</i> | Hoplit | 154 | 66,67 | CONS | 0,7281 | ND |
| <i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> | Hypbif | 287 | 44,44 | ACES | 1,3569 | D |
| <i>Hyphessobrycon boulengerii</i> | Hypbou | 66 | 55,56 | CONS | 0,3120 | ND |
| <i>Hyphessobrycon luetkeni</i> | Hyploe | 2649 | 88,89 | CONS | 12,5242 | D |
| <i>Hypostomus commersoni</i> | Hypcom | 16 | 66,67 | CONS | 0,0756 | ND |
| <i>Hypostomus aspilogaster</i> | Hypasp | 5 | 33,33 | ACES | 0,0236 | ND |
| <i>Leporinus obtusidens</i> | Lepobt | 21 | 66,67 | CONS | 0,0993 | ND |
| <i>Loricarichthys anus</i> | Loranu | 669 | 66,67 | CONS | 3,1630 | D |
| <i>Lycengraulis grossidens</i> | Lycgro | 42 | 66,67 | CONS | 0,1986 | ND |
| <i>Microglanis cottoides</i> | Miccot | 4 | 33,33 | ACES | 0,0189 | ND |
| <i>Mimagoniates microlepis</i> | Mimmic | 1 | 11,11 | ACI | 0,0047 | ND |
| <i>Mimagoniates inequalis</i> | Mimine | 20 | 44,44 | ACES | 0,0946 | ND |
| <i>Mimagoniates sp</i> | Mimsp | 50 | 22,22 | ACI | 0,2364 | ND |
| <i>Oligosarcus jenynsii</i> | Olijen | 202 | 77,78 | CONS | 0,9550 | ND |
| <i>Oligosarcus robustus</i> | olirob | 360 | 77,78 | CONS | 1,7020 | D |
| <i>Oreochromis niloticus</i> | Orenil | 8 | 33,33 | ACES | 0,0378 | ND |
| <i>Otocinclus flexilis</i> | Otofle | 30 | 44,44 | ACES | 0,1418 | ND |
| <i>Pachiuirus bonariensis</i> | Pacbon | 271 | 66,67 | CONS | 1,2813 | D |
| <i>Phalocerus caudimaculatus</i> | Phacau | 66 | 77,78 | CONS | 0,3120 | ND |
| <i>Parapimelodus nigribarbis</i> | Parnig | 184 | 77,78 | CONS | 0,8699 | ND |
| <i>Pareiorhaphys hystrix</i> | Parhys | 66 | 33,33 | ACES | 0,3120 | ND |
| <i>Pimelodella australis</i> | Pimaus | 61 | 55,56 | CONS | 0,2884 | ND |
| <i>Pimelodus maculatus</i> | Pimmac | 345 | 66,67 | CONS | 1,6311 | D |
| <i>Platanichthys platana</i> | Plapla | 22 | 44,44 | ACES | 0,1040 | ND |

| Espécie | Legenda | Abundância total (n) | Frequência de Ocorrência (%) | Índice de Constância total | Frequência Absoluta | Espécies Dominantes (>LD) |
|--|----------------|-----------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|----------------------------|-------------------------------------|
| <i>Pseudocorynopoma doriae</i> | Psedor | 742 | 77,78 | CONS | 3,5081 | D |
| <i>Prochilodus lineatus</i> | Prolin | 86 | 66,67 | CONS | 0,4066 | ND |
| <i>Rhamdella eriarcha</i> | Rhaeri | 126 | 44,44 | ACES | 0,5957 | ND |
| <i>Rhamdia quelen</i> | Rhaque | 105 | 66,67 | CONS | 0,4964 | ND |
| <i>Rineloricaria cadeae</i> | Rincad | 35 | 55,56 | CONS | 0,1655 | ND |
| <i>Rineloricaria malabarbae</i> | Rinmal | 5 | 44,44 | ACES | 0,0236 | ND |
| <i>Rineloricaria microlepidogaster</i> | Rinmic | 167 | 66,67 | CONS | 0,7896 | ND |
| <i>Rineloricaria strigilata</i> | Rinstr | 21 | 66,67 | CONS | 0,0993 | ND |
| <i>Salminus brasiliensis</i> | Salbra | 1 | 11,11 | ACI | 0,0047 | ND |
| <i>Schizodon jacuhiensis</i> | Schjac | 32 | 55,56 | CONS | 0,1513 | D |
| <i>Serrapinus calliurus</i> | Sercal | 171 | 66,67 | CONS | 0,8085 | ND |
| <i>Steindachnerina biornata</i> | Stebio | 13 | 44,44 | ACES | 0,0615 | ND |
| <i>Symbranchus marmoratus</i> | Symmar | 8 | 44,44 | ACES | 0,0378 | ND |
| <i>Paracheunipterus porosus</i> | Parpor | 10 | 33,33 | ACES | 0,0473 | ND |
| <i>Trycomycterus sp.</i> | trycsp | 329 | 33,33 | ACES | 1,5555 | D |

Anexo 5 - Tabela 4 – Lista sistemática dos peixes registrados para o presente estudo.

| ORDEM | |
|-----------------------------------|---------------------------|
| Família | Nome popular |
| <i>Espécie</i> | |
| CHARACIFORMES | |
| Acestrorhynchidae | |
| <i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> | Branca |
| Characidae | |
| <i>Aphyocharax anisitsi</i> | Tetra da cauda vermelha |
| <i>Astyanax alburnus</i> | Tetra |
| <i>Astyanax cremnobates</i> | Lambari |
| <i>Astyanax jacuhiensis</i> | Lambari amarelo |
| <i>Astyanax eigenmanniorum</i> | Lambari |
| <i>Astyanax fasciatus</i> | Lambari da cauda vermelha |
| <i>Astyanax henseli</i> | Lambari |
| <i>Astyanax scabripinnis</i> | lambari prata |
| <i>Astyanax sp.</i> | Lambari |
| <i>Astyanax sp2</i> | Lambari |
| <i>Bryconamericus ecae</i> | Lambari do banhado |
| <i>Bryconamericus iheringii</i> | Lambari |
| <i>Charax stenopterus</i> | lambari corcunda |
| <i>Cheirodon ibicuihensis</i> | Lambari |
| <i>Cheirodon interruptus</i> | Lambari |
| <i>Diapoma speculiferum</i> | Tetra |
| <i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> | Lambari do banhado |
| <i>Hyphessobrycon boulengeri</i> | Tetra |
| <i>Hyphessobrycon luetkenii</i> | Tetra |
| <i>Macropsobrycon uruguayanae</i> | mojarra |
| <i>Mimagoniates microlepis</i> | blue tetra |
| <i>Mimagoniates inequalis</i> | tetra |
| <i>Mimagoniates sp</i> | tetra |
| <i>Oligosarcus jenynsii</i> | peixe cachorro |
| <i>Oligosarcus robustus</i> | peixe cachorro |
| <i>Pseudocorynopoma doriae</i> | lambari bandeira |
| <i>Salminus brasiliensis</i> | dourado |
| <i>Serrapinnus calliurus</i> | piaba |
| Crenuchidae | |
| <i>Characidium pterostictum</i> | canivete |
| <i>Characidium rachovii</i> | canivete |
| <i>Characidium tenue</i> | canivete |

| ORDEM | |
|----------------------------------|---------------------|
| Família | Nome popular |
| <i>Espécie</i> | |
| <i>Characidium orientale</i> | canivete |
| <i>Characidium zebra</i> | canivete |
| Curimatidae | |
| <i>Cyphocharax saladensis</i> | biru |
| <i>Cyphocharax voga</i> | biru |
| <i>Steindachnerina biornata</i> | biru |
| Erythrinidae | |
| <i>Hoplias lacerdae</i> | traira |
| <i>Hoplias malabaricus</i> | traira |
| Anostomidae | |
| <i>Leporinus obtusidens</i> | piava |
| <i>Schizodon jacuiensis</i> | voga |
| Prochilodontidae | |
| <i>Prochilodus lineatus</i> | grumata |
| Lebiasinidae | |
| <i>Pyrrhulina australis</i> | peixe lápis |
| SILURIFORMES | |
| Aspredinidae | |
| <i>Bunocephalus doriae</i> | peixe banjo |
| <i>Dysichthys iheringi</i> | peixe banjo |
| Callichthyidae | |
| <i>Callichthys callichthys</i> | tamboatá |
| <i>Corydoras paleatus</i> | limpa fundo |
| <i>Corydoras undulatus</i> | limpa fundo |
| <i>Hoplosternum littorale</i> | tamboatá |
| Auchenipteridae | |
| <i>Parauchenipterus porosus</i> | porrudo |
| Loricariidae | |
| <i>Eurycheilichthys sp</i> | casquinho |
| <i>Ancistrus brevipinnis</i> | casculo |
| <i>Hemiancistrus punctulatus</i> | casculo |
| <i>Hisonotus nigricauda</i> | casquinho |
| <i>Hisonotus sp</i> | casquinho |
| <i>Hisonotus sp1</i> | casquinho |
| <i>Hisonotus sp2</i> | casquinho |
| <i>Hypostomus commersoni</i> | casculo |
| <i>Hypostomus aspilogaster</i> | casculo |
| <i>Loricarichthys anus</i> | viola |

| ORDEM | |
|--|---------------------|
| Família | Nome popular |
| <i>Espécie</i> | |
| <i>Otocinclus flexilis</i> | limpa vidro |
| <i>Pareiorhaphis hystrix</i> | casquinho |
| <i>Rineloricaria cadeae</i> | casco violinha |
| <i>Rineloricaria malabarbai</i> | casco violinha |
| <i>Rineloricaria microlepidogaster</i> | casco violinha |
| <i>Rineloricaria strigilata</i> | casco violinha |
| <i>Rineloricaria sp.n.</i> | casco violinha |
| Heptapteridae | |
| <i>Heptapterus mustelinus</i> | bagrinho |
| <i>Rhamdella eriarcha</i> | mandi |
| <i>Rhamdia quelen</i> | jundia |
| Trichomycteridae | |
| <i>Homodiaetus anisitsi</i> | peixe gato |
| <i>Trichomycterus sp.</i> | bagrinho |
| Pseudopimelodidae | |
| <i>Microglanis cottoides</i> | catfish |
| Pimelodidae | |
| <i>Parapimelodus nigribarbis</i> | catfish |
| <i>Pimelodella australis</i> | catfish |
| <i>Pimelodus maculatus</i> | pintado |
| PERCIFORMES | |
| Cichlidae | |
| <i>Australoheros facetum</i> | cará |
| <i>Crenicichla lepidota</i> | joana |
| <i>Crenicichla punctata</i> | joana |
| <i>Crenicichla sp.</i> | joana |
| <i>Cichlasoma portalegrense</i> | cará |
| <i>Geophagus brasiliensis</i> | cará |
| <i>Gymnogeophagus gymnoyensis</i> | cará |
| <i>Gymnogeophagus labiatus</i> | cará |
| <i>Gymnogeophagus rhabdotus</i> | cará |
| <i>Oreochromis niloticus</i> | tilápia |
| Sciaenidae | |
| <i>Pachyurus bonariensis</i> | corvina de rio |
| CYPRINODONTIFORMES | |
| Poeciliidae | |
| <i>Cnesterodon brevirostratus</i> | barrigudinho |
| <i>Phalloceros caudimaculatus</i> | barrigudinho |

| ORDEM | |
|----------------------------------|---------------------|
| Família | Nome popular |
| <i>Espécie</i> | |
| Rivulidae | |
| <i>Cynopoecilus melanotaenia</i> | peixe anual |
| GYMNOTIFORMES | |
| Sternopygidae | |
| <i>Eigenmannia virescens</i> | itui transparente |
| Gymnotidae | |
| <i>Gymnotus carapo</i> | tuvira |
| CLUPEIFORMES | |
| Engraulidae | |
| <i>Lycengraulis grossidens</i> | sardinha prata |
| Clupeidae | |
| <i>Platanichthys platana</i> | sardinha |
| SYNBRANCHIFORMES | |
| Synbranchidae | |
| <i>Symbranchus marmoratus</i> | muçum |

CAPITULO III – Adaptação e Padronização do Índice de Integridade Biótica (IIB) em diferentes ecossistemas do sul do Brasil.

Resumo

Peixes são considerados bons indicadores da qualidade da água, e tem contribuído para a investigação de interações biológicas. O conhecimento que pode ser obtido através do estudo da comunidade não se restringe somente a biologia das espécies, mas também a condição deste ambiente. Uma das formas de identificar as respostas ambientais aos impactos causados pela ação antrópica aos rios é o monitoramento biológico. O objetivo do presente estudo foi desenvolver um protocolo único para o Índice de Integridade Biótica, que integrasse sistemas hídricos lênticos e lóticos, utilizando-se de trechos com características bastante diferenciadas, em uma escala espacial. Foram amostrados 27 pontos, distribuídos em 5 bacias hidrográficas. Os peixes foram coletados com uso de pesca elétrica e redes de espera no período de 2000/2001 e 2007 a 2009. Foram feitas avaliações da água, medindo-se as variáveis: pH, condutividade, temperatura, potencial redox, oxigênio dissolvido, sólidos dissolvidos e turbidez. Também foram utilizados dados do uso do solo em hectares, num raio de 1km, divididos em 9 categorias. Para vegetação marginal foi verificada a presença de quatro categorias além da avaliação de cobertura de vegetação na água. O IBI foi adaptado para o estudo levando em conta o estudo de Karr (1981) e outros autores. Dezoito métricas foram testadas com o próprio escore final e correlacionadas com as variáveis ambientais para seleção das consideradas robustas. As métricas são compostas por dados da comunidade de peixes (composição, riqueza, abundância, categorias tróficas e condição dos peixes). O critério de avaliação dos parâmetros do IBI para o calculo do escore foi baseada numa condição de referência hipotética referente às amostragens obtidas. A soma do escore dos pontos se enquadra numa Classe de Integridade Biótica, que reflete os atributos dos locais. O IBI foi testado por ecorregiões, para verificar se os resultados distinguiam-se do resultado dos pontos agrupados. O resultado final indicou que oito métricas são mais robustas, por apresentarem correlações significativas com variáveis ambientais, respondendo a padronização de um Protocolo único que englobe os diferentes sistemas numa escala longitudinal, permitindo desta forma uma avaliação comparativa de todo um sistema.

Palavras-chave: índice de integridade biótica, monitoramento biológico, peixes, riachos, rios, banhados.

Abstract

Fish are considered to be indicators of water quality and have contributed to the investigation of biological interactions. The knowledge that can be obtained through the study of communities is not limited to the species biology, including also the environmental conditions. One of the ways to identify the environmental responses to the impacts caused by the anthropic action on the rivers is biological monitoring. The purpose of the present study was to develop a single protocol for the Index of Biotic Integrity to integrate lentic and lotic water systems, using sections with very different characteristics on spatial scale. 27 points distributed into 5 hydrographic basins were sampled. The fish were caught using electrofishing and gillnets in the 2000/2001 and 2007/2009 periods. Measurements of the following variables in water analysis were performed: pH, conductivity, temperature, redox potential, dissolved oxygen, total dissolved solids and turbidity. Also, data on land use (hectares) within 1 km, divided into 9 categories was also included. Regarding the marginal vegetation, the presence of four categories was verified, and examination of the vegetation cover in the water was performed. The IBI was adapted to the present study considering the study of Karr (1981) and other authors. Eighteen metrics were tested with their final score and correlated with the environmental variables for the selection of robust estimates. The metrics are composed of data on the fish community (composition, richness, abundance, trophic categories and fish conditions). The criterion for assessing the IBI parameters for the calculation of the score was based on a hypothetical reference condition regarding the samplings obtained. The sum of the points (score) fits into a Class of Biotic Integrity that reflects the properties of the sites. The IBI was tested in ecoregions to assess whether the results of these ecoregions differed from the result of the grouped points. Eight metrics were found to be more robust because they have significant correlations with the environmental variables, corresponding to the standardization of a single protocol that comprises the different systems in a longitudinal scale, making it possible to undertake a comparative analysis of a whole system.

Key – words: integrity biotic index, biological monitoring, fish, stream, river, wetlands.

1. INTRODUÇÃO

Índice de integridade biótica

Peixes são considerados bons indicadores da qualidade da água, desta forma o conhecimento da biologia destes animais, como alimentação de peixes de riachos, incluindo o uso de recursos e a influência dos componentes espaciais e temporais, informações sobre taxas de crescimento e maturação gonadal tem subsidiado estudos sobre estruturação dessas comunidades e contribuído para a investigação de interações biológicas (ESTEVES & ARANHA, 1999).

Segundo Esteves & Aranha (1999) é de suma importância que se perceba que a diversidade de ambientes aquáticos, como os riachos, rios, etc, possuem características distintas, pois muitos destes ambientes dependem de diferentes bacias de drenagem, e deste modo, geram diferentes microhabitats originando uma complexa cadeia alimentar e riqueza de espécies. A distribuição de fauna de peixe é em grande parte determinada por ocorrências de microhabitats e características fisiográficas (GORMAN & KARR, 1978).

O conhecimento que pode ser obtido com o estudo da comunidade não se restringe somente a biologia das espécies, mas também a condição dos ambientes (HANNAFORD *et al.*, 1997). Uma das formas de identificar as respostas ambientais aos impactos causados pela ação antrópica aos rios é o monitoramento biológico. Seus resultados podem fornecer diretrizes que possam regulamentar o uso dos recursos hídricos, possibilitando o desenvolvimento de alternativas para minimizar a degradação dos sistemas lóticos (KARR *et al.*, 2000).

Nos últimos 20 anos, esse conhecimento tem sido aplicado mais diretamente na avaliação da integridade biótica de riachos, sendo utilizado como fonte de atributos para cálculos de índices de integridade biótica (KARR, 1981; ANGERMEIER & SMOGOR, 1995; ANGERMEIER *et al.*, 2000).

Karr & Dudley (1981) definem a Integridade Biótica como a capacidade de um ecossistema em manter uma comunidade aquática equilibrada e quando este consegue manter uma comunidade com riqueza de espécies, composição e organização funcional comparáveis à de ecossistemas não perturbados por atividades humanas. Em um sistema lótico, a integridade biótica depende da vazão do rio, qualidade da água, interações bióticas e estrutura dos habitats (KARR *et al.*, 1986; HUGHES & GAMMON, 1987; KARR, 1991).

No contexto geral o Índice de Integridade Biótica tem sido utilizado para avaliar os efeitos da degradação ambiental: primeiro nos arroios e riachos (KARR, 1981; KARR *et al.*, 1986) e mais recentemente em grandes rios (GANASAN & HUGHES, 1998; HUGHES & OBERDORFF, 1998; KARR *et al.*, 2000). Aos poucos as pesquisas adaptaram-se e se propagaram para comunidades em ambientes muito distintos, como por exemplo, lagos (DRAKE & PEREIRA, 2003; LYONS *et al.*, 2000), estuários (DEEGAN *et al.*, 1997; PUENTE *et al.*, 2008) e recifes (JAMESON *et al.*, 2001).

Dauwalter & Jackson (2004) citam o aumento na última década dos programas de biomonitoramento utilizando o índice multimétrico desenvolvido por Karr (1981). Estes foram

amplamente aplicados por agências de estudos da qualidade da água e departamentos que avaliam a qualidade ambiental nos USA, e que os próprios autores utilizaram este IBI para avaliar rios de uma região montanhosa do Arkansas (Ouachita Mountains). O método tornou-se tão utilizado nos EUA, e adaptado as diferentes situações, que seu uso tornou-se exigência por lei nos biomonitoramentos (USEPA, 1987). Estes biomonitoramentos, denominados Protocolos de Biomonitoramento Rápido (RBP's) constituem um conjunto de protocolos que medem e atribuem uma classe de degradação aos riachos, devido ao resultado da integração de vários tipos de impactos na fauna de peixes (ROBINSON & MINSHALL, 1998).

Kesminas & Verbickas (2000) investigaram em 60 sistemas lóticos localizados em uma região da Lituânia utilizando-se do método de KARR *et al.*, (1986) adaptado. Neste trabalho, os autores utilizaram diversas métricas para avaliar a comunidade ictiofaunística adequadas a cada trecho dos rios e mesmo de acordo com cada sistema, pois muitos apresentavam diferenças consideráveis, e por consequência influenciavam as comunidades de peixes.

Karr (1981) criou o índice baseando-se na comunidade ictiológica de rios do tipo corredeiras, organizando os dados registrados em parâmetros. Cada um destes parâmetros recebe uma nota igual a 1 (pior valor, reflete maior impacto), 3 (impacto moderado) ou 5 (melhor valor, reflete menor ou nenhum impacto), dependendo da sua classificação nos critérios de pontuação. Este “nível de impacto” demonstra o quão diferente da integridade máxima de um ponto, considerado referencial, a assembléia de peixes se encontra. As notas atribuídas a cada um dos doze parâmetros são somadas, resultando em um índice com um mínimo de 12 e máximo de 60 pontos, o qual é verificado em uma tabela que estabelece a “classe de integridade” daquela ictiofauna, como: Excelente, Boa, Regular, Pobre ou Muito Pobre (Tabela 5).

Tabela 5 - Interpretação dos escores do Índice (KARR *et al.*, 1986)

| IBI | Classe | Características |
|------------|---------------|---|
| 58-60 | Excelente | Comparável às condições naturais, excepcional assembléia de espécies. |
| 48-52 | Boa | Redução da riqueza de espécies, principalmente de espécies intolerantes; presença de espécies sensíveis. |
| 40-44 | Regular | Espécies intolerantes e sensíveis ausentes; estrutura trófica alterada. |
| 28-34 | Pobre | Carnívoros de topo e muitas espécies esperadas ausentes ou raras; espécies onívoras e tolerantes dominando. |
| 1-24 | Muito Pobre | Poucas espécies e indivíduos presentes; espécies tolerantes dominando; peixes doentes freqüentes. |

No Brasil o IBI iniciou a trajetória de aplicação do método com sua utilização em um rio de grande porte, denominado Paraíba do Sul em 1998, por ARAÚJO. O autor pesquisou a fauna ictiológica em um trecho considerado crítico por sofrer com o recebimento de efluentes industriais e uso do recurso hídrico como fonte energética. Bozzeti & Schulz

(2004) avaliaram e adaptaram o IBI em riachos subtropicais no Sul do Brasil. Bastos & Abilhoa (2004) pesquisaram no rio Iguaçu uma adaptação do IBI em um ambiente de riachos urbanos.

Ferreira & Casatti (2006) monitoraram um riacho que recebe uma descarga de poluentes urbanos, e que através de um plano de recuperação visou avaliar a composição da ictiofauna antes e após a remediação de mata ciliar. Marciano *et al.* (2004) aplicou um IBI em tributários do rio Sorocaba em São Paulo. Vieira & Shibatta (2007) salientam que o uso do IBI é válido, mas esbarram em dois problemas: 1) o conhecimento não aprofundado de muitas espécies pode gerar ineficiência da valoração da métrica e 2) o outro problema é relacionado ao ambiente de referencia, que são difíceis de serem encontrados em situações próximas ao natural não impactado, e que servem pra valoração da métrica.

Desta forma, Vieira & Shibatta (2007), assim como outros autores, utilizam-se de informações já existentes, vinculando dados ligados ao aumento da resposta biológica com aumento qualidade ambiental. Na tentativa de tornar as métricas selecionadas mais robustas, autores como Oberdorff *et.al.* (2002), Araújo *et.al.* (2005), Bozzetti & Schulz (2004) e Terra *et.al.*(2005) iniciaram processos de adaptação do IBI integrando dados abióticos na interpretação dos resultados, testando assim se alterações nos recursos hídricos interferem na integridade (TERRA *et.al.*, 2005).

Segundo Metcalfe (1989), o uso de espécies de peixes como indicadores de degradação ambiental é vantajoso em relação às medidas físicas e químicas da água. Parâmetros da água apenas registram a informação no momento da coletada, necessitando assim de um grande número de análises para a obtenção de um resultado eficiente e confiável. Outra desvantagem é que se forem feitas amostragens longe da fonte poluente, as medições químicas não serão capazes de detectar outras perturbações sutis sobre o ecossistema (PRATT & COLLIER, 1976). Os peixes por outro lado, pelo fato de circularem ao longo do rio, podem trazer informações sobre toda a região (FERNANDES, 2006).

Fatores Ambientais

Diversos fatores ambientais exercem influência sobre a distribuição dos organismos e estrutura da comunidade, sendo considerados os mais importantes, a morfologia do rio (volume, profundidade e declive), a velocidade da correnteza, o substrato e o tipo e quantidade de partículas em suspensão na água, a altitude (BUCKUP, 1996; HYNES, 1970; WHITTON, 1975; SCHÄFER, 1985), entre várias outras características ecológicas.

Os rios podem sofrer modificações pelo uso do solo na escala regional e o uso da área da bacia pode ser afetado pelas condições de uso das zonas ripárias e assim, causar a degradação da qualidade das águas (PINTO *et al.*, 2006). O uso dos ambientes naturais para urbanização ou conversão do solo em agricultura é considerado uma das principais alterações que afetam a abundância das espécies nativas e a distribuição das espécies introduzidas (KOLAR & LODGE, 2000).

As utilizações do solo e da água podem afetar os recursos hídricos de muitas formas, como aumento do sedimento em suspensão, e da temperatura dos rios (se considerarmos as perdas da vegetação ripária), além da alteração do fluxo hidrológico. Meador *et al* (2003) salientam que como resultado do efeito destes distúrbios, a quantidade e qualidade dos

habitats utilizados pelas espécies nativas são alterados, tornando as mesmas suscetíveis a competição e/ou predação por espécies introduzidas, ou por espécies tolerantes aos ambientes degradados.

O uso do solo e sua modificação acabam por modificar as características das variáveis da água (CAMARGO *et.al.*, 1996), como por exemplo, a erosão acentuada, que pode ocasionar a alteração da turbidez, da temperatura, da dureza da água, em função da grande quantidade de partículas sólidas suspensas (DUFECH, 2009).

Wilson & Xenopoulos (2008) citam que numa região de planície de inundação em Manitoba no Canadá, com presença de áreas florestadas em alguns trechos, a agropecuária e a urbanização tem gerado problemas ao sistema aquático, interferindo na comunidade de peixes. Os autores citam que não somente as alterações do entorno dos rios podem afetar as comunidades ictiológicas, mas também alterações na sedimentação, na hidrologia, na quantidade de nutrientes. Sendo assim, a função social dos recursos hídricos não se restringe à economia local, mas também à proteção e regulação dos mananciais d água em toda região das bacias, das suas nascentes e planícies.

Portanto, a conservação de todos os habitats que compõem os recursos hídricos deve ser considerada relevante. Todas as áreas úmidas são ambientes naturais de grande importância ecológica. Lagos, lagoas, estuários, rios, ou banhados e trechos alagadiços que possuem alguma conectividade com os corpos d'água perenes, podem consistir em eficientes criadouros naturais para algumas espécies nativas, assim como refúgio de espécies de pequeno porte ou juvenis da predação por peixes de maior porte.

O objetivo do presente estudo foi desenvolver um protocolo único para o Índice de Integridade Biótica, que integrasse sistemas hídricos lênticos e lóticos, utilizando-se de trechos com características bastante diferenciadas, em uma escala espacial.

Atualmente os protocolos utilizados em diferentes sistemas, baseados no trabalho de Karr (1981), avaliam determinadas localidades dentro do recurso hídrico, que pode variar de um ponto específico, a trechos de alguns metros, distribuídos em um trecho maior da calha de um rio, mas dificilmente são vistos estudos que avaliem pontos de trechos distintos, ou mesmo sistemas distintos. Nesse sentido, fica difícil a comparação de uma bacia, por exemplo, ao longo de uma escala espacial, pois os locais avaliados são sempre relacionados a um mesmo tipo de ambiente.

Os objetivos específicos foram:

- Adaptar e aplicar um IBI, utilizando atributos biológicos encontrados em comunidades de peixes visando a elaboração do diagnóstico ambiental do recurso hídrico;
- Utilizar os escores do IBI para comparar com as variáveis físico-químicas da água;
- Avaliar a relação dos escores do IBI com as características estruturais do rio dos locais avaliados;
- Comparar os escores do IBI com o nível de impacto ambiental (uso do solo micro e macro delimitados) dos locais avaliados;

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

Foram amostrados 27 pontos (Figura 8), distribuídos em dois períodos de coleta, sendo o primeiro período realizado anteriormente a este estudo, e, portanto baseado em dados secundários. O primeiro período foi de 2000 a 2001, e o segundo período de 2007 a 2009. O estudo avaliou pontos distribuídos na região das cabeceiras, na serra geral, afluentes dos rios, calha principal dos rios, banhados conectados ou palustres, e área de foz dos rios – planície.

Em cada uma das áreas selecionadas para análise, as características locais apresentaram situações distintas de estado de conservação. Para a localização das referidas áreas prioritárias, foram consultadas inicialmente cartas topográficas, mapas regionais e imagens de satélite, acompanhadas na seqüência, de visitas *in loco* para o reconhecimento, identificação, georreferenciamento, mapeamento e definição das mesmas, bem como para averiguação de seu real estado de conservação.

Todos os pontos amostrados foram selecionados por apresentarem distinção de características físicas e por pertencerem a diferentes biomas. As informações das bacias ao qual pertencem estes locais de coleta são comentadas para uma maior percepção da ação antrópica e como esta pode atuar na comunidade de peixes.

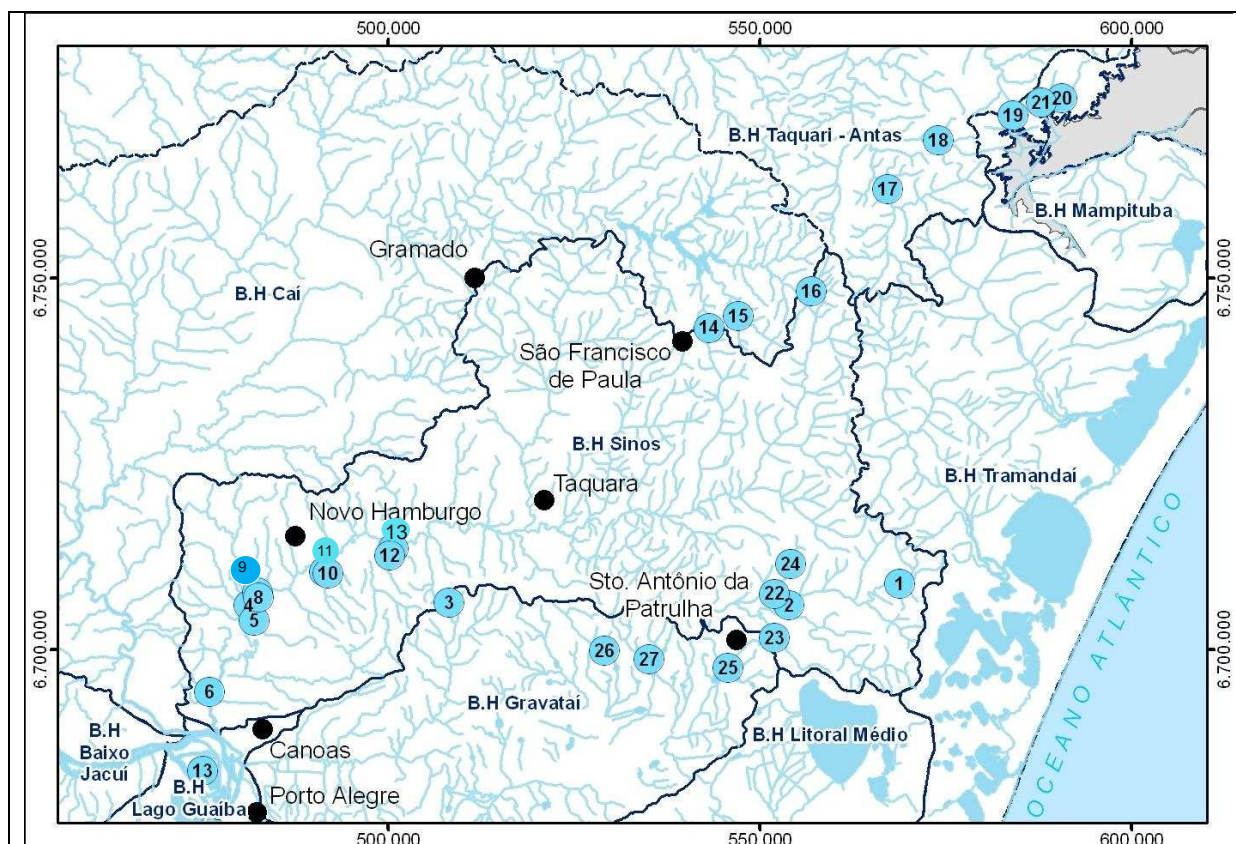


Figura 8 - Mapa de Localização dos pontos amostrais na área de estudo, no Estado do RS (Tabela 6).

Tabela 6 - Legenda dos pontos amostrados ao longo do período de estudo, distribuídos nas Bacias Hidrográficas, com respectiva localidade

| MUNICÍPIO | LOCALIDADE | LOCAL | LEGENDA |
|---------------------------|---------------------------|-------------------|----------------|
| São Francisco de Paula | Cascata da Ronda | Arroio/Serra | P14 |
| São Francisco de Paula | Rio do Pinto | Rio/Serra | P15 |
| São Francisco de Paula | Macaco Branco | Arroio/Serra | P16 |
| Tainhas | Tainhas | Rio/Serra | P17 |
| Cambara do Sul | Baio Branco | Arroio/Serra | P18 |
| Cambara do Sul | Camisas | Arroio/Serra | P19 |
| Cambara do Sul | Águas Compridas | Arroio/Serra | P20 |
| Cambara do sul | Preá | Arroio/Serra | P21 |
| Santo Antonio da Patrulha | Fraga | Rio/Serra | P1 |
| Caraá | Caraá | Rio/Serra | P2 |
| Parobé | Parobé | Rio/Planície | P3 |
| São Leopoldo | Sapucaia | Rio/Planície | P4 |
| Sapucaia | São Leopoldo | Rio/Planície | P5 |
| Canoas | Canoas | Rio/Planície | P6 |
| São Leopoldo | Lomba Grande banhado | Banhado/Planície | P11 |
| São Leopoldo | Lomba Grande meandro | Meandro/Planície | P12 |
| São Leopoldo | Olaria Daudt banhado | Banhado/Planície | P9 |
| São Leopoldo | Olaria Daudt meandro | Meandro/Planície | P10 |
| Novo Hamburgo | Estação Ecológica banhado | Banhado/Planície | P7 |
| Novo Hamburgo | Estação Ecológica meandro | Meandro/Planície | P8 |
| Guaíba | Saco do Quilombo | Planície deltaica | P21 |
| Santo Antonio da Patrulha | Passo Grande | Arroio/serra | P22 |
| Santo Antonio da Patrulha | Carvalho | Arroio/serra | P23 |
| Santo Antonio da Patrulha | Evaristo | Arroio/serra | P24 |
| Santo Antonio da Patrulha | Pitangueira | Arroio/planície | P25 |
| Santo Antonio da Patrulha | Venturosa | Arroio/planície | P26 |
| Santo Antonio da Patrulha | Miraguaia | Arroio/planície | P27 |

Variáveis da água

As variáveis da água, através do uso de uma sonda programável, modelo Hydrolab Datasonde 4, mediu em campo, através de sensores para pH as seguintes variáveis: condutividade, temperatura, potencial redox, oxigênio dissolvido, sólidos dissolvidos e turbidez.

Estas variáveis foram registradas no mesmo período das coletas de ictiofauna e posteriormente foram avaliadas em relação aos espécimes encontrados para verificar a influência sobre os mesmos.

Uso do Solo e Vegetação

TERRA *et al.* (2005) calcularam cada uso do solo em termos de porcentagem da área, padronizada em categorias em trechos de rios no Estado do Rio de Janeiro. No estudo realizado pelo autor, o uso do solo foi verificado utilizando imagens georreferenciadas para comprovar se a utilização do solo e o tipo de utilização estariam influenciando a comunidade de peixes. No seu estudo, as relações entre os tipos de uso da terra, foram divididos em quatro categorias e correlacionados com os escores do IBI, visando estimar possíveis relações de dependências.

Na presente pesquisa o uso do solo ao invés de percentuais por categoria, optou-se por cálculo de cobertura do uso do solo em hectares. Na cartografia digital, os pontos estudados foram marcados nas cartas vetorizadas. Em seguida, os pontos amostrados neste estudo foram avaliados num raio de 1km, seguindo uma categorização do uso do solo, que foi dividida em 9 categorias avaliado quanto em hectares é utilizado o solo nas categorias selecionadas.

Os valores obtidos em cada categoria do uso do solo em um ponto foram relacionados com o escore do IBI deste mesmo ponto, através de uma regressão para verificar se havia relação de dependência, e se a regressão linear fosse significativa, então foram correlacionados através da Correlação de Pearson com o escore do IBI dos pontos.

O produto final gerado foi uma matriz de informações ligadas ao uso do solo que influenciam mais diretamente no IBI, e que informaram se as métricas foram adequadas.

Os pontos amostrais avaliados neste estudo tiveram como base o mapeamento da cobertura vegetal do Rio Grande do Sul, onde foram utilizadas 22 imagens do satélite Landsat 5 TM e 7 ETM+, ano base 2002 (1999, 1; 2000, 1; 2001, 3; 2002, 11 e 2003, 6 imagens) georreferenciados (Sistema de Projeção UTM, Datum Horizontal SAD69). Estas imagens foram cedidas pelo Ministério do Meio Ambiente para o Laboratório de Georeferenciamento da Ecologia da UFRGS. O processo de interpretação teve início com a identificação dos corpos d'água e das formações florestais sobre composições coloridas na combinação RGB453, pela facilidade de identificação das fisionomias florestais neste arranjo de bandas (HASENACK & CORDEIRO, 2009).

Posteriormente, usando a combinação RGB543, foram identificados os demais tipos de cobertura do solo, totalizando 32 classes de uso e cobertura do solo. Destas 32 classes de uso e cobertura de solo, foram selecionadas para o produto final desta tese, 9 classes de uso de solo, o qual foram verificados no raio de 1km o uso de solo do entorno do ponto de coleta, em hectares – usada para análise estatística, e transformadas em percentual para uma melhor compreensão ambiental. As classes de uso do solo escolhidas foram: água, banhado, campo, floresta, agricultura irrigada, agricultura, silvicultura, mancha urbana e uso não classificado.

Além do uso do solo, foi avaliada a presença de vegetação marginal e cobertura vegetal na área amostra, denominada Abrigo. Para vegetação marginal foi verificada a presença de quatro categorias: campo, mata ciliar nativa, pinus e mistura de usos (que envolve a unificação das categorias de vegetação mencionadas ou outras formas de vegetação). Para a avaliação de cobertura, foi verificada a presença de vegetação aquática no ponto, dividido em: ausente, macrófitas, galhos, e macrófitas+galhos.

Foi realizada uma PCA (Análise dos Componentes Principais) para verificar a ordenação dos pontos com a vegetação e para avaliar a relação do IBI com a cobertura.

Índice de Integridade Biótica

O IBI original desenvolvido por Karr (1981) e adaptado por Karr *et al.* (1986), inclui 12 (doze) parâmetros de avaliação da ictiofauna (Tabela 7) baseados em dois grupos: 1) riqueza e composição de espécies e 2) fatores ecológicos.

Tabela 7 - Medidas para avaliação da ictiofauna para o cálculo do IBI proposto por KARR *et al.* 1986, com sua resposta à degradação do ecossistema aquático.

| Medidas | Resposta |
|--|-----------------|
| 1.Nº total de espécies de peixes | Diminui |
| 2.Nº de espécies “ <i>darter</i> ” ou bentônicas | Diminui |
| 3.Nº de spp. “ <i>sunfish</i> ” ou na coluna d'água | Diminui |
| 4.Nº de espécies “ <i>sucker</i> ” ou de vida longa | Diminui |
| 5.Nº de espécies intolerantes | Diminui |
| 6.% de indivíduos “ <i>green sunfish</i> ” ou tolerantes | Aumenta |
| 7.% de indivíduos omnívoros | Aumenta |
| 8.% de indivíduos ciprinídeos insetívoros | Diminui |
| 9.% de indivíduos piscívoros | Diminui |
| 10.Nº de indivíduos | Diminui |
| 11.% de indivíduos híbridos | Aumenta |
| 12.% de indivíduos com doenças ou anomalias | Aumenta |

Estas métricas, utilizada por Karr (1981; 1986) receberam pontuação igual a 1 (pior valor, reflete maior impacto), 3 (impacto moderado) ou 5 (melhor valor, reflete menor ou nenhum impacto), dependendo da sua classificação nos critérios de pontuação, gerando a os escores do índice de Integridade (Tabela 5). Jaramillo-Villa & Caramaschi (2008) citam em seu estudo que Karr definiu as métricas levando em consideração que cada espécie ou

grupo de espécies apresentam diferentes graus de tolerância à qualidade da água, ao hábitat ou a outras condições ambientais.

A escolha das métricas que foram testadas neste estudo (Tabela 8), levou em consideração estas mesmas premissas de Karr, além do fato que a pesquisa busca uma padronização, desta forma, as métricas devem englobar todas as situações dos diferentes tipos de habitats, sem tendenciar a amostra, para não levar a pontuação em sub ou superestimativa, e assim ocasionarem um falso IBI.

Karr (1981) considera importante para estudos de IBI as seguintes premissas:

* a amostra coletada deve representar a comunidade de peixes completa da área estudada (com exceção de jovens indivíduos);

* o local amostrado deve representar a ecorregião (variações no corpo d'água necessitam de diferentes técnicas de coleta ou uma coleta que englobe toda a comunidade, amostrando todos os habitats presentes em cada local);

* a equipe que analisa e realiza as classificações deve ser composta por especialistas.

Para este estudo foram utilizadas inicialmente 18 métricas, com o intuito de se obter um determinado numero de métricas que fosse adequado a este protocolo padronizado, ou seja, o produto final da padronização tem um número diferente de métricas das que foram sugeridas inicialmente, e sofreram esta alteração, pois foram testadas com base na resposta ambiental.

Como as métricas não têm uma valoração para situações normais sem qualquer tipo de impacto, estipulou-se um fator de correção empírico para se considerar o melhor local ou o pior local de acordo com os valores encontrados. As métricas selecionadas inicialmente foram baseadas nos estudos feitos por Karr (1981), Karr & Dudley (1986), Araújo (1996), Lyons *et.al.* (2000), Bozetti e Schulz (2004), Pinto *et.al.* (2006), Casatti *et.al.*(2009), Ferreira & Casatti (2006) e desenvolvidas após uma avaliação sobre quais métricas poderiam ser utilizadas em distintos ambientes dentro de uma escala espacial de diferentes altitudes.

Tabela 8 - Medidas da ictiofauna testadas e avaliadas para utilização no Índice de Integridade Biótica no presente estudo, onde se objetiva padronizar o IBI ao longo de seu gradiente longitudinal nos diferentes tipos de sistema, com base em estudos já realizados e sugestões atuais.

| Medidas | Resposta esperada |
|--|--|
| 1. Número de espécies de vida longa | Diminui com aumento do impacto considerando que sua presença indica a qualidade do habitat para seu suporte |
| 2. Numero de espécies nativas raras ou endêmicas | Diminui com aumento do impacto, importante métrica em locais com características muito pontuais ou extremos (altitude, temperatura, barreiras, etc.) |
| 3. Número total de espécies nativas | Diminui com aumento do impacto |
| 4. Abundância total por ponto | Diminui na grande maioria das espécies em locais degradados e não distingue espécies |
| 5. Riqueza rarefeita | Diminui a medida que aumenta a degradação |

| Medidas | Resposta esperada |
|--|--|
| 6. Biomassa de peixes por CPUE | Considerada a contribuição do peso(g) por captura. Tende a diminuir em ambientes oligotróficos. |
| 7. Número de espécies bentônicas | Sensível à degradação do substrato e a queda nos níveis de oxigênio; tendência a reduzir com o aumento da degradação, embora as espécies adaptadas respirem ar possam aumentar |
| 8. Número de espécies da coluna d'água | Diminui na coluna, mas aumenta nas áreas próximas ao substrato. De modo geral, diminui com aumento da degradação. |
| 9. Número de espécies intolerantes | Diminui com pouca degradação e alteração, indica de imediato quando o ambiente é afetado. |
| 10. Proporção de espécies tolerantes | Aumenta com a degradação. Em geral após a extinção local de outros peixes, estes continuam habitando ambientes degradados. |
| 11. Proporção de indivíduos carnívoros | Diminui com o aumento da degradação, em função do desaparecimento das presas. |
| 12. Proporção de indivíduos onívoros | Aumenta com a degradação devido a adaptação frente à falta de recurso alimentar. Acaba por não ter competição com demais espécies de peixes não generalistas que sofrem com a diminuição do alimento |
| 13. Proporção de indivíduos insetívoros | Diminui com o aumento da degradação em função do desaparecimento dos insetos |
| 14. Proporção de indivíduos herbívoros | Tende a diminuir com a degradação |
| 15. Proporção de indivíduos detritívoros | Tende a aumentar |
| 16. % de indivíduos que usam micro habitat vegetal | Tende a diminuir com aumento da degradação ambiental, pois a vegetação tende a desaparecer com a perda do habitat |
| 17. % de indivíduos doentes, anômalos | Aumenta com o aumento da degradação ambiental |
| 18. % de espécies introduzidas | Tende a aumentar com a degradação, visto que as nativas sofrem com o declínio da qualidade da água |

O critério para avaliar os parâmetros do IBI foi realizado seguindo as propostas de Hughes *et al* (1986), Bozetti & Schulz (2004), Pinto & Araújo (2007), criando uma condição de referência hipotética baseada nas amostragens realizadas. O valor referencial foi empregado devido à ausência de pesquisas anteriores nestes arroios que pudessem servir de fundamentação para o cálculo do IBI e de nenhum ponto amostrado apresentar uma condição próxima do natural. Para cada parâmetro escolhido a referência foi o melhor ou o pior valor obtido entre todos os pontos, dependendo do significado ecológico da medida que foi gerada. Um sistema de pontuação de um a dez foi aplicado em todos os parâmetros.

Por exemplo: se o valor máximo amostrado no número total de espécies nativas tenha sido de 28 espécies, atribui-se o escore dez para este item de 28 espécies. Os demais escores para os pontos foram calculados através de uma regra de três simples. Exemplo: Um ponto de amostragem com riqueza de 16 recebe o escore $([16/28] \times 10) = 5,7$. Nas

situações em que as medidas aumentam com a degradação dos habitats, também foi aplicado um sistema de pontuação idêntico ao citado, porém, nestas medidas foi utilizado o menor valor referencial para o cálculo.

Os escores atribuídos a cada uma das medidas são somados pontualmente, resultando em um índice com uma pontuação mínima e uma máxima que será verificada após a escolha da quantidade de métricas foi utilizado neste estudo. As classes foram divididas conforme visualizado na Tabela 9

Tabela 9 - Critério para avaliação do índice de integridade biótica.

| Classes de Integridade | Atributos |
|-------------------------------|---|
| Pontuação | |
| Excelente | Comparável às melhores situações sem a influência do homem; todas as espécies regionais esperadas para o hábitat e tamanho do curso d'água presentes, incluindo as formas mais intolerantes, em todas as faixas de classes de idade e sexo; estrutura trófica balanceada. |
| Boa | Riqueza de espécies um tanto abaixo da expectativa, especialmente devido à perda das formas mais intolerantes; algumas espécies com distribuição de abundância ou de tamanho inferior ao ótimo; estrutura trófica mostra alguns sinais de estresse. |
| Regular | Sinais de deterioração adicionais com menos formas intolerantes, estrutura trófica mais alterada (por exemplo, aumento da frequência de onívoros); classes maiores de idade de predadores podem ser raras. |
| Pobre | Dominada por onívoros, espécies tolerantes à poluição e generalistas em hábitat; poucos carnívoros; taxas de crescimento e fator de condição reduzidos; espécies híbridas e/ou doentes sempre presentes. |
| Muito pobre | Poucos peixes presentes, principalmente introduzidos ou espécies muito tolerantes; híbridos freqüentes; doenças comuns, parasitas, nadadeiras feridas e outras anomalias. |
| Sem peixe | Repetidas pescarias sem capturar qualquer peixe. |

Costa & Schulz (2010), em estudos na Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos em trechos superiores indicaram que as espécies exóticas apresentam uma ínfima ocorrência (0,2 % do número total dos indivíduos) e, portanto só consideraram o número total de espécies, sem distinção de nativas e exóticas. Neste trabalho, como o objetivo final é padronização, a métrica para Número total de espécies selecionou somente as nativas, pois esta representa a diversidade biológica não alterada. Esta medida é importante para considerações biogeográficas, sazonais e características da área (ARAÚJO, 1998).

Foram incluídas para avaliação as métricas de número de espécies endêmicas ou raras por serem importantes na avaliação de pontos de altitudes elevados, ambientes extremos ou isolados. Estas espécies foram assim consideradas após consulta ao Fishbase e listas vermelhas (FONTANA et.al., 2003; MMA, 2003, IUCN, 2010). Nestes locais de

altitude elevada há o favorecimento do isolamento da fauna, principalmente relacionado ao fato de possuir quedas d'água elevadas que dificultam a dispersão, ocasionando o surgimento de espécies existentes somente nestes ambientes.

Trabalhos realizados adaptando IBI para determinadas ecorregiões apresentam as métricas sem considerar este gradiente, parecendo que este parâmetro não fica fortemente alterado, mesmo que as amostragens ocorram em pontos com essa diferença. Por exemplo, Costa & Schulz (2010) modelaram um IBI para os arroios do Rio dos Sinos, onde havia coletas em ambientes de cabeceiras e em trechos de planícies, e não houve distinção de métrica para tal situação.

Já para Ferreira & Casatti (2006), foi considerada dentro do mesmo estudo uma métrica que se modificava quando a ordem do trecho estudado mudava. Os autores consideraram a métrica do percentual de espécies reofílicas que são mais comuns de aparecer em rios/riachos de 1ª ordem. Neste estudo será considerada a métrica das Espécies Endêmicas ou Raras, que também normalmente ocorrem em ambientes de 1ª ordem, mas que podem ser presentes em ambientes de ordem mais elevada.

O número de espécies bentônicas é mantido, pois estes animais são sensíveis a degradação do hábitat bentônico, visto que possuem algumas exigências de alimentação e reprodução. O número de espécies da coluna d'água foi mantido, pois engloba, além dos Characiformes, outros peixes com este hábito. E se o objetivo é padronizar diferentes sistemas, unificar, assim como o item acima, também poderia superestimar ou subestimar o atributo.

A abundância total por ponto foi incorporada a esta pesquisa e foi avaliada se é uma métrica eficiente. Foi considerada uma métrica importante de ser avaliada, pois alguns locais podem diferir bastante nas suas características físicas, e talvez influenciar nas métricas de riqueza, considerando que muitas são raras e endêmicas.

Foi criada a métrica da riqueza rarefeita, ao invés de somente riqueza, pois embora a abundância absoluta possa indicar uma boa qualidade de água, os locais apresentavam distintas características, o que ocasionou, devido às diferenças da altitude, valores muito discrepantes de abundância e de riqueza. Com a rarefação, a base é o menor valor, e, portanto compara com os de maior valor. A rarefação é usada para avaliar riqueza, mas como seu cálculo é baseado no número de indivíduos (GOTELLI & COLWELL, 2001), essa métrica foi considerada na tentativa de minimizar o efeito do estudo ter sido conduzido em ambientes com gradiente de altitude muito forte, o que ocasiona, normalmente nos rios neotropicais e tropicais, um aumento de abundância nas regiões de planícies e de baixas altitudes.

Desta maneira e pensando nas diferenças das localidades, objetivando a padronização, e levando em conta os elementos bióticos e suas características locais, a biomassa dos peixes (contribuição do peso) por captura de esforço amostral foi considerada também neste processo avaliativo. Esta métrica é importante, pois incorporam melhor os indivíduos que apresentam grandes diferenças no tamanho das espécies.

Muitos peixes utilizam ambientes com presença de vegetação. Ambientes com vegetação demonstram de modo geral uma boa qualidade do local. Quanto mais íntegro o ambiente, mais vegetação de fundo, em suspensão e nas margens. Cada local que

apresenta diminuição destes tipos de áreas de vegetação tende a diminuir a riqueza e abundância de peixes que se abrigam ou se alimenta, ou mesmo se reproduz em um tipo de microhabitat.

Outras métricas, relacionado à composição trófica, são: proporção da comunidade de peixes insetívoros, carnívoros, onívoros, herbívoros ou detritívoros. Os insetívoros, assim como os carnívoros ou herbívoros são especialistas, e em ambientes degradados tendem a sofrer, porque os insetos tendem a desaparecer, assim como as outras presas. Assim a presença de carnívoros e outros especialistas são considerados indicadores importantes.

Considera-se então que as populações são viáveis e saudáveis quando possuem presença de espécies carnívoras, que são topo da pirâmide alimentar aquática, pois apresentariam uma comunidade saudável e diversificada. Com o declínio da qualidade da água, essas populações diminuem e/ou desaparecem.

O uso da identificação do nível trófico se baseou na literatura de referência para espécies bem estudadas e para espécies pouco estudadas ou sem conhecimento, foram baseados os níveis tróficos do gênero.

A classificação quanto ao hábito das espécies na coluna d'água e de fundo é realizada através da observação direta, local de coleta e bibliografia de referência. A identificação quanto ao hábito reofílico foi feita através de bibliografia especializada. As classificações quanto a resistência à perturbações (tolerância/intolerância) é realizada de acordo com o recurso alimentar explorado pela espécie, a disponibilidade deste, seus caracteres morfológicos e adaptações aos parâmetros físico-químicos do ambiente, e principalmente através de literatura de referência. A verificação de anomalias, doenças ou parasitismos seria realizada através de observação direta. As métricas dos indivíduos tolerantes e onívoros são medidas da ictiofauna que aumentam com a degradação dos habitats, devido a capacidade de adaptação dos indivíduos às situações ambientais críticas.

Esses valores foram calculados da mesma forma neste, mas divididos em duas situações no intuito de verificar se o IBI padronizado (modelo 1) é viável, comparando-se ao modelo 2, que transformado em ecorregiões, estas separadas em 3 categorias: banhados, serra e planície, indo ao encontro das metodologias de IBI normalmente utilizadas. Desta forma o modelo 1 é o score do IBI calculado com os 27 pontos agrupados, e o modelo 2 é o score do IBI foi calculado por ecorregiões. Ambos os modelos foram testadas igualmente para verificar a resposta do IBI a estes, e verificar se as métricas selecionadas apresentavam diferentes resultados.

As métricas devem responder negativa ou positivamente as variáveis, e serem de baixa variabilidade natural, para responderem a variável ambiental considerada estressor ambiental, e indicarem o quanto esse estressor influencia na comunidade (HERING, *et.al.*, 2006) e assim confirmar se a escolha da métrica foi viável e robusta. As métricas foram relacionadas através de regressão linear, onde a variável dependente foi o valor da métrica, e a variável independente consideradas foram as variáveis ambientais, e posteriormente realizada a Correlação de Pearson com as variáveis ambientais, para avaliar qual gera maior influencia.

Para avaliação do IBI com as variáveis ambientais, foi realizada uma regressão multivariada e verificado quais tiveram uma relação significativa, confirmadas pela

correlação de Pearson. As análises foram realizadas no SPSS 17.0.0 (SPSS, 2008) e PC-ORD versão 4.0.

Ecorregiões

Foram realizados, com os pontos divididos por ecorregiões, os quais foram considerados três tipos: serra, banhados (meandros), planície, todos os testes, e seguindo a metodologia para pontuação das métricas, escolha das métricas, regressão linear e correlação de Pearson da mesma forma que o exposto acima, no item INDICE DE INTEGRIDADE BIOTICA. O intuito foi avaliar se havia diferença ou não na resposta final das métricas obtidas nos dois métodos e verificar as métricas foram robustas quanto a resposta ambiental.

4. RESULTADOS

4.1. Adaptação do Índice de Integridade Biótica

As 18 métricas estipuladas inicialmente para serem testadas neste estudo (Tabela 8), foram colocadas em uma planilha eletrônica e preenchidas de acordo com os dados obtidos nas coletas realizadas em campo nos pontos amostrais.

Estas métricas foram avaliadas quanto seu contexto e valor obtido, na tentativa de verificar se não as mesmas não eram redundantes ou se apresentavam resultados discrepantes que pudessem causar um ruído no dado final e não um resultado confiável.

Desta forma, algumas métricas foram desconsideradas e outras foram incluídas. Primeiramente foram excluídas as métricas redundantes, como exemplo, a métrica do percentual de tolerantes, pois estas espécies normalmente presentes em qualquer sistema e em qualquer situação ambiental, e mantida a métrica das espécies intolerantes, pois estas só sobrevivem em locais sem interferências de degradação, portanto, mais sensíveis.

Outro exemplo, já explicitado anteriormente foi a inclusão da métrica com valores de abundância rarefeitos, para minimizar o efeito da altitude sobre os valores finais. Assim, a tabela de métricas inicial tinha 19 métricas (Tabela 10).

As métricas do uso de vegetação e de anomalias/doenças foram desconsideradas, pois não foi possível avaliar essas métricas de acordo com essa sugestão, considerando que na pesquisa não foram encontrados indivíduos com anomalias.

A biomassa por CPUE foi desconsiderada, pois como para a coleta foram utilizadas duas artes de pesca distintas na sua dimensão e forma de coleta, tornar-se-ia ineficiente a medida da biomassa.

Após avaliação das 19 métricas (Tabela 10) obteve-se ao final 15 métricas selecionadas e calculadas seus escores.

Tabela 10 - Tabela da Pontuação das Métricas Iniciais com base nos resultados obtidos em cada ponto de amostragem, com soma das métricas (Escore)

| Métricas/ pontos | p14 | P15 | P16 | P17 | P18 | P19 | P21 | P20 | P1 | P2 | P3 | P4 | P5 | P6 | P7 | P8 | P9 | p10 | p11 | P12 | P13 | p22 | p23 | p24 | p25 | p26 | p27 |
|--|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| 1. Número de espécies de vida longa | 1,43 | 1,90 | 0,95 | 2,86 | 0,00 | 0,48 | 0,00 | 0,48 | 5,24 | 4,29 | 6,67 | 9,52 | 6,19 | 10,0 | 4,76 | 2,38 | 4,29 | 4,29 | 4,29 | 4,76 | 7,62 | 6,67 | 7,14 | 3,81 | 5,71 | 3,81 | 5,71 |
| 2. Número de espécies nativas raras ou endêmicas | 0,00 | 5,00 | 0,00 | 7,50 | 5,00 | 10,0 | 5,00 | 5,00 | 5,00 | 2,50 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 2,50 | 2,50 | 5,00 | 0,00 | 0,00 | 2,50 | 2,50 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 3. Número total de espécies nativas | 1,84 | 2,86 | 1,84 | 3,27 | 1,22 | 2,04 | 1,02 | 1,02 | 6,12 | 8,57 | 10,0 | 7,76 | 9,39 | 9,39 | 5,10 | 5,51 | 6,73 | 6,33 | 5,71 | 6,12 | 9,39 | 6,12 | 6,73 | 5,31 | 7,76 | 6,53 | 0,00 |
| 4. Abundância total | 0,04 | 0,40 | 0,62 | 0,71 | 0,19 | 0,58 | 0,35 | 0,16 | 0,82 | 0,76 | 1,04 | 1,52 | 1,95 | 3,15 | 0,31 | 0,35 | 0,85 | 0,77 | 0,45 | 1,32 | 1,77 | 2,88 | 1,90 | 1,44 | 10,0 | 3,31 | 5,31 |
| 5. Riqueza total rarefeita | 4,71 | 4,71 | 2,35 | 4,12 | 2,94 | 4,12 | 2,35 | 2,94 | 9,41 | 10,0 | 9,41 | 6,47 | 7,65 | 7,06 | 7,65 | 9,41 | 9,41 | 5,88 | 9,41 | 5,88 | 9,41 | 8,82 | 8,24 | 7,06 | 5,88 | 8,24 | 7,06 |
| 7. Número de espécies bentônicas | 0,53 | 3,16 | 0,53 | 2,11 | 1,58 | 2,63 | 1,05 | 0,53 | 5,26 | 6,32 | 8,95 | 7,37 | 8,95 | 10,0 | 1,58 | 1,58 | 3,16 | 3,68 | 5,26 | 5,26 | 6,84 | 7,37 | 5,79 | 6,84 | 7,89 | 5,26 | 3,68 |
| 8. Número de espécies da coluna d'água | 2,42 | 2,42 | 2,42 | 3,64 | 0,91 | 1,52 | 0,91 | 1,21 | 6,36 | 8,79 | 10,0 | 7,88 | 7,88 | 8,18 | 6,67 | 6,97 | 8,18 | 6,67 | 4,55 | 5,76 | 10,0 | 4,85 | 6,36 | 3,94 | 6,67 | 6,67 | 9,09 |
| 9. Número de espécies intolerantes | 0,45 | 2,27 | 1,36 | 3,18 | 1,82 | 3,18 | 1,82 | 1,82 | 6,82 | 9,55 | 8,18 | 5,45 | 7,73 | 7,27 | 5,45 | 4,09 | 6,82 | 6,82 | 5,91 | 5,45 | 10,0 | 5,91 | 5,45 | 5,45 | 6,36 | 6,36 | 8,18 |
| 11. percentual de indivíduos Carnívoros | 5,55 | 3,70 | 0,00 | 9,40 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 4,85 | 6,00 | 7,00 | 9,00 | 4,25 | 7,60 | 10,0 | 5,55 | 8,80 | 8,05 | 7,15 | 6,65 | 8,50 | 6,70 | 4,55 | 3,85 | 7,90 | 6,25 | 6,60 |
| 12. percentual | 5,55 | 7,85 | 6,66 | 5,63 | 10,0 | 0,90 | 9,00 | 9,00 | 1,61 | 5,95 | 6,00 | 5,90 | 5,32 | 5,22 | 6,00 | 5,92 | 4,70 | 5,49 | 5,00 | 5,33 | 5,30 | 7,00 | 6,67 | 6,92 | 5,84 | 5,62 | 5,00 |

| Métricas/ pontos | p14 | P15 | P16 | P17 | P18 | P19 | P21 | P20 | P1 | P2 | P3 | P4 | P5 | P6 | P7 | P8 | P9 | p10 | p11 | P12 | P13 | p22 | p23 | p24 | p25 | p26 | p27 |
|--|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| de indivíduos onívoros | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 13. percentual de indivíduos Insetívoros | 5,98 | 3,88 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 5,43 | 5,43 | 10,8 | 3,48 | 9,08 | 3,26 | 2,77 | 3,48 | 3,53 | 4,35 | 4,02 | 6,41 | 8,70 | 3,86 | 7,23 | 8,15 | 5,43 | 6,58 | 6,25 | 5,71 | 5,11 | 10,0 |
| 14. percentual de indivíduos herbívoros | 10,0 | 0,00 | 10,0 | 7,51 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 2,91 | 2,16 | 4,20 | 4,62 | 3,84 | 3,90 | 3,60 | 3,33 | 3,54 | 3,90 | 5,38 | 4,98 | 4,50 | 1,98 | 2,73 | 2,31 | 3,15 | 3,75 | 3,15 |
| 15 percentual de indivíduos detritívoros | 10,0 | 0,00 | 0,00 | 5,59 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 2,16 | 1,80 | 2,25 | 1,89 | 1,98 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 18. Percentual de espécies Introduzidas | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 2,99 | 1,33 | 2,64 | 2,33 | 10,0 | 10,0 | 0,00 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 2,66 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 10,0 | 10,0 |
| 19. numero especies dominantes (>LD) | 1,43 | 4,29 | 5,71 | 4,29 | 2,86 | 2,86 | 2,14 | 2,86 | 5,71 | 7,14 | 7,86 | 7,86 | 7,86 | 8,57 | 5,71 | 7,14 | 6,43 | 5,71 | 5,71 | 6,43 | 10,0 | 5,00 | 5,71 | 4,29 | 6,43 | 7,14 | 5,71 |
| ESCORE | 59,9 | 52,4 | 42,4 | 69,7 | 36,5 | 43,7 | 39,0 | 45,8 | 73,6 | 93,2 | 87,3 | 79,7 | 79,0 | 88,1 | 71,1 | 66,2 | 47,0 | 78,7 | 75,1 | 80,1 | 94,1 | 78,7 | 80,3 | 69,9 | 80,3 | 78,0 | 79,0 |
| ESCORE FINAL (ESCALA 0-100) | 39,9 | 34,9 | 28,2 | 46,5 | 24,3 | 29,1 | 26,0 | 30,5 | 49,0 | 62,1 | 58,2 | 53,1 | 52,6 | 58,7 | 47,4 | 44,1 | 31,3 | 52,5 | 50,1 | 53,4 | 62,7 | 52,4 | 53,5 | 46,6 | 53,5 | 52,0 | 52,7 |

Os valores das 15 métricas obtiveram determinado resultado, e este foi relacionada com os valores gerados no escore do IBI através de uma regressão linear, e as que apresentaram uma relação mais significativa, foram às consideradas mais robustas, e testadas com as variáveis ambientais. A regressão retornou um resultado que mostra que algumas métricas não são significativas em relação ao resultado final do escore do IBI, conforme visualizado na Tabela 11.

Para a verificação inicial de qual classe de Integridade Biótica o escore dos pontos se enquadrava, considerando que cada métrica possuía valores de 0 a 10, e, portanto uma variação de pontos de zero a 150 (Tabela 10 - **Tabela da Pontuação das Métricas Iniciais com base nos resultados obtidos em cada ponto de amostragem, com soma das métricas (Escore)**

), visto que eram 15 métricas, os valores dos escores (soma das métricas) foram transformados em uma escala de zero a cem (Tabela 12), para facilitar sua valoração, conforme Hering *et.al.* (2006).

Após a seleção final, com na relação entre a métrica e o próprio escore, foi finalizado o escore das nove métricas selecionadas. Com estas métricas selecionadas o escore foi recalculado. e o enquadramento final na Tabela de Classes (Tabela 13) e denominado de ESCORE FINAL.

Tabela 11 – Correlação dos valores obtidos no escore final do IBI de cada ponto, pelo valor das métricas.

| | Vida longa | nativas raras /end | nativas | abun tot | riq_ raref | esp_ bent | esp_ col. | esp intoler. | Perc carn | perc_ onivor | perc_ insetiv | perc herbi | Perc detriti | esp_ introd | LD |
|----------|------------|--------------------|---------|----------|------------|-----------|-----------|--------------|-----------|--------------|---------------|------------|--------------|-------------|------|
| <i>r</i> | -0,07 | -0,451 | 0,77 | 0,39 | 0,71 | 0,77 | 0,82 | 0,823 | 0,714 | -0,30 | 0,25 | 0,21 | 0,07 | -0,26 | 0,74 |
| <i>p</i> | 0,35 | 0,009 | 0,00 | 0,02 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,06 | 0,1 | 0,15 | 0,36 | 0,1 | 0 |

Legenda: LD = LIMITE DE DOMINÂNCIA DE SAKAGAMI

As métricas significativas (Tabela 11) foram novamente calculadas, obtendo-se um novo escore de IBI por ponto (Tabela 12). Estes escores foram relacionados com as variáveis ambientais.

Tabela 12 - Tabela da Pontuação das Métricas Seleccionadas com base nos resultados obtidos em cada ponto de amostragem, com soma das métricas (Escore) e soma das métricas avaliadas em escala de zero a cem (SCORE FINAL).

| MÉTRICAS/ PONTOS | P14 | P15 | P16 | P17 | P18 | P19 | P21 | P20 | P1 | P2 | P3 | P4 | P5 | P6 | P7 | P8 | P9 | p10 | p11 | P12 | P13 | p22 | p23 | p24 | p25 | p26 | p27 |
|--|------|------|------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| 1. Numero de espécies nativas raras ou endêmicas | 1,43 | 1,9 | 0,95 | 2,85 | 0 | 0,48 | 0 | 0,48 | 5,24 | 4,29 | 6,67 | 9,52 | 6,19 | 10 | 2,72 | 3,4 | 3,06 | 2,72 | 2,72 | 3,06 | 4,76 | 2,38 | 2,72 | 2,04 | 3,06 | 3,4 | 2,72 |
| 2. Número total de espécies nativas | 1,84 | 2,86 | 1,83 | 3,26 | 1,22 | 2,04 | 1,02 | 1,02 | 6,12 | 8,57 | 10 | 7,76 | 9,39 | 9,39 | 5,1 | 5,51 | 6,73 | 6,33 | 5,71 | 6,12 | 9,39 | 6,12 | 6,73 | 5,31 | 7,75 | 6,53 | 0 |
| 3. Abundância total | 0,04 | 0,4 | 0,61 | 0,70 | 0,19 | 0,58 | 0,35 | 0,16 | 0,82 | 0,76 | 1,04 | 1,52 | 1,95 | 3,15 | 0,31 | 0,35 | 0,85 | 0,77 | 0,45 | 1,32 | 1,77 | 2,88 | 1,9 | 1,44 | 10 | 3,31 | 5,31 |
| 4. Riqueza total rarefeita | 4,71 | 4,71 | 2,35 | 4,12 | 2,94 | 4,12 | 2,35 | 2,94 | 9,41 | 10 | 9,41 | 6,47 | 7,65 | 7,06 | 7,65 | 9,41 | 9,41 | 5,88 | 9,41 | 5,88 | 9,41 | 8,82 | 8,24 | 7,06 | 5,88 | 8,24 | 7,06 |
| 5. Número de espécies bentônicas | 0,53 | 3,16 | 0,52 | 2,10 | 1,58 | 2,63 | 1,05 | 0,53 | 5,26 | 6,32 | 8,95 | 7,37 | 8,95 | 10 | 1,58 | 1,58 | 3,16 | 3,68 | 5,26 | 5,26 | 6,84 | 7,37 | 5,79 | 6,84 | 7,89 | 5,26 | 3,68 |
| 6. Número de espécies da coluna água | 2,42 | 2,42 | 2,42 | 3,63 | 0,91 | 1,52 | 0,91 | 1,21 | 6,36 | 8,79 | 10 | 7,88 | 7,88 | 8,18 | 6,67 | 6,97 | 8,18 | 6,67 | 4,55 | 5,76 | 10 | 4,85 | 6,36 | 3,94 | 6,66 | 6,67 | 9,09 |
| 7. Número de espécies intolerantes | 0,45 | 2,27 | 1,36 | 3,182 | 1,82 | 3,18 | 1,82 | 1,82 | 6,82 | 9,55 | 8,18 | 5,45 | 7,73 | 7,27 | 5,45 | 4,09 | 6,82 | 6,82 | 5,91 | 5,45 | 10 | 5,91 | 5,45 | 5,45 | 6,36 | 6,36 | 8,18 |
| 8. Percentual de indivíduos Carnívoros | 5,55 | 3,7 | 0 | 9,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4,85 | 6 | 7 | 9 | 4,25 | 7,6 | 10 | 5,55 | 8,8 | 8,05 | 7,15 | 6,65 | 8,5 | 6,7 | 4,55 | 3,85 | 7,9 | 6,25 | 6,6 |
| 9. Numero espécies dominantes (>LD) | 1,43 | 4,29 | 5,7 | 4,28 | 2,86 | 2,86 | 2,14 | 2,86 | 5,71 | 7,14 | 7,86 | 7,86 | 7,86 | 8,57 | 5,71 | 7,14 | 6,43 | 5,71 | 5,71 | 6,43 | 10 | 5 | 5,71 | 4,29 | 6,42 | 7,14 | 5,71 |

| MÉTRICAS/ PONTOS | P14 | P15 | P16 | P17 | P18 | P19 | P21 | P20 | P1 | P2 | P3 | P4 | P5 | P6 | P7 | P8 | P9 | p10 | p11 | P12 | P13 | p22 | p23 | p24 | p25 | p26 | p27 |
|-------------------------------------|-------------|-------------|--------------|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|------------|-------------|-------------|-------------|-------------|--------------|-------------|-------------|
| SCORE | 18,4 | 25,7 | 15,78 | 33,55 | 11,5 | 17,4 | 9,64 | 11 | 50,6 | 61,4 | 69,1 | 62,8 | 61,8 | 71,2 | 45,2 | 44 | 53,4 | 46,6 | 46,9 | 45,9 | 70,7 | 50 | 47,5 | 40,2 | 61,95 | 53,2 | 48,4 |
| SCORE FINAL (ESCALA 0-100) | 20,4 | 28,6 | 17,53 | 37,28 | 12,8 | 19,3 | 10,7 | 12,2 | 56,2 | 68,2 | 76,8 | 69,8 | 68,7 | 79,1 | 50,2 | 48,9 | 59,4 | 51,8 | 52,1 | 51 | 78,5 | 55,6 | 52,7 | 44,7 | 68,83 | 59,1 | 53,7 |

Após a soma das métricas gerou uma pontuação de zero a noventa (0 a 90), e transformados numa pontuação final de zero a cem. A tabela para a pontuação de Classes foi dividida em valores de aproximadamente 20 pontos em cada classe (6 classes), sendo a categoria Sem Peixe, considerada com pontuação Zero (Tabela 13).

Tabela 13 - Pontuação das Classes para o Índice de integridade Biótica e seus respectivos atributos

| Classes de Integridade (pontuação) | Atributos das Classes |
|---|---|
| Excelente (>79) | Comparável às melhores situações sem a influência do homem; todas as espécies regionais esperadas para o hábitat e tamanho do curso d'água presentes, incluindo as formas mais intolerantes, em todas as faixas de classes de idade e sexo; estrutura trófica balanceada. |
| Boa (59-78) | Riqueza de espécies um tanto abaixo da expectativa, especialmente devido à perda das formas mais intolerantes; algumas espécies com distribuição de abundância ou de tamanho inferior ao ótimo; estrutura trófica mostra alguns sinais de estresse. |
| Regular (39-58) | Sinais de deterioração adicionais com menos formas intolerantes, estrutura trófica mais alterada (por exemplo, aumento da frequência de onívoros); classes maiores de idade de predadores podem ser raras. |
| Pobre (19 – 38) | Dominada por onívoros, espécies tolerantes à poluição e generalistas em hábitat; poucos carnívoros; taxas de crescimento e fator de condição reduzida; espécies híbridas e/ou doentes sempre presentes. |
| Muito pobre (<18) | Poucos peixes presentes, principalmente introduzidos ou espécies muito tolerantes; híbridos frequentes; doenças comuns, parasitas, nadadeiras feridas e outras anomalias. |
| Sem peixe (zero) | Repetidas pescarias sem capturar qualquer peixe. |

Os resultados mostraram que nenhum ponto foi englobado na classe sem peixe (zero pontos), quatro pontos entraram na classe Muito pobre (Arroio Macaco Branco, Arroio Baio Branco, Arroio Águas Compridas e Arroio Preá), observando-se que estes são pontos localizados nos campos de cima da serra, na região do Planalto. Excetuando-se o Arroio Águas Compridas, que apresentava uma melhor estrutura, os pontos eram antropizados ou apresentavam alguma característica diferenciada, como o Arroio Preá, que a alguns metros do ponto de coleta, possuía uma queda de água com mais de 1000m de altitude, ocasionando uma barreira.

Na categoria Pobre, foram incorporados quatro pontos, sendo estes: Arroio Cascata da Ronda, Rio do Pinto, Rio Tainhas e Arroio Camisas. Estes pontos também se localizam no Planalto e apresentam características distintas, com presença de barreira geográfica, como o caso da Cascata da Ronda, maior tamanho, como o caso do Rio do Pinto e Tainhas, considerados de 4ª ordem, e o Arroio Camisas, que embora apresentasse uma estrutura rica, não registrou riqueza de espécies elevada, nem específica.

Na categoria Regular são englobados 10 pontos, sendo estes: Fraga, Banhando da Lomba Grande, Meandro do Rio dos Sinos na Lomba Grande, meandro do Rio dos Sinos na Olaria Daudt, banhado da Estação Ecológica em São Leopoldo, meandro da estação ecológica, Arroio Passo Grande, Arroio Evaristo, Arroio Carvalho e Arroio Miraguaia, todos localizados em regiões do médio rio dos Sinos e médio Gravataí.

Na categoria - Classe Bom - ficaram a Localidade de Caraá, Parobé, Sapucaia, São Leopoldo, banhado da Olaria Daudt, Saco do Quilombo, Pitangueira e Evaristo, e na categoria Excelente o ponto Canoas.

Nos próximos itens, as métricas foram investigadas quanto sua relação com as variáveis ambientais, que serviram para verificar se as métricas são adequadas para um IBI padrão.

Tabela 14 – Tipo de sistema e município de localização de cada ponto, com Bacia em que se encontra e Classe de Pontuação do IBI (Tabela 13) após soma dos escores.

| SISTEMA | LOCALIDADE | MUNICÍPIO | BACIA HIDROGRÁFICA | CLASSE IBI |
|----------------|------------------------|---------------------------|---------------------------|-------------------|
| arroio | Cascata da Ronda | São Francisco de Paula | Bacia do Sinos | Pobre |
| arroio | Cascata da Ronda | São Francisco de Paula | Bacia do Sinos | Pobre |
| calha | Rio do Pinto | São Francisco de Paula | Bacia do Sinos | Pobre |
| arroio | Macaco Branco | São Francisco de Paula | Bacia do Caí | Muito Pobre |
| calha | Rio Tainhas | Tainhas | Bacia do Taquari-Antas | Pobre |
| arroio | Baio Branco | Cambara do Sul | Bacia do Taquari-Antas | Muito Pobre |
| arroio | Rio Camisas | Cambara do Sul | Bacia do Taquari-Antas | Pobre |
| arroio | Rio Preá | Cambara do Sul | Bacia do Mampituba | Muito Pobre |
| calha | Rio Águas Compridas | Cambara do sul | Bacia do Taquari-Antas | Muito Pobre |
| calha | Fraga | Santo Antonio da Patrulha | Bacia do Sinos | Regular |
| calha | Caraá | Caraá | Bacia do Sinos | Bom |
| calha | Parobé | Parobé | Bacia do Sinos | Bom |
| calha | São Leopoldo | São Leopoldo | Bacia do Sinos | Bom |
| calha | Sapucaia | Sapucaia | Bacia do Sinos | Bom |
| calha | Canoas | Canoas | Bacia do Sinos | Excelente |
| banhado | Estação ecológica | São Leopoldo | Bacia do Sinos | Regular |
| meandro | Estação ecológica | São Leopoldo | Bacia do Sinos | Regular |
| meandro | Olaria daudt | São Leopoldo | Bacia do Sinos | Bom |
| banhado | Olaria daudt 1 | São Leopoldo | Bacia do Sinos | Regular |
| meandro | Lomba grande | Novo Hamburgo | Bacia do Sinos | Regular |
| banhado | Lomba grande | Novo Hamburgo | Bacia do Sinos | Regular |
| meandro | Saco do Quilombo/Jacui | Guaíba | Bacia do Jacuí | Bom |
| arroio | Arroio Grande | Santo Antonio da Patrulha | Bacia dos Sinos | Regular |
| arroio | Arroio Carvalho | Santo Antonio da Patrulha | Bacia dos Sinos | Regular |
| arroio | Arroio Evaristo | Santo Antonio da Patrulha | Bacia dos Sinos | Regular |
| arroio | Arroio Pitangueira | Santo Antonio da Patrulha | Bacia do Gravataí | Bom |

| SISTEMA | LOCALIDADE | MUNICÍPIO | BACIA HIDROGRÁFICA | CLASSE IBI |
|---------|------------------|---------------------------|--------------------|------------|
| arroio | Arroio Miraguaia | Santo Antonio da Patrulha | Bacia do Gravataí | Bom |
| arroio | Arroio Venturosa | Santo Antonio da Patrulha | Bacia do Gravataí | Regular |

LEGENDA: MP = MUITO POBRE; P = POBRE; R = REGULAR; B=BOM; E = EXCELENTE, conforme Tabela 13.

4.2 Dados ambientais

Variáveis da água

As avaliações da água foram realizadas através do uso de uma sonda programável, no entanto, nem todas as coletas puderam ser registradas pelo Hydrolab, pois em alguns períodos houve estiagem no Estado, afetando o registro na coluna d'água, e em outro momento, alguns sensores do Hydrolab não registraram o dado abiótico. Estas coletas foram desconsideradas e não foram utilizados os registros das coletas de peixes, quando ocorreram, nesta situação, para que não houvesse disparidade nos resultados, ou foram consideradas "Sem Valor" (= "missing values").

Abaixo as tabelas dos dados da água registrados, referentes às médias anuais do período de estudo.

Tabela 15 - Dados das médias da água relativas ao período de estudo dos pontos amostrais obtidos pelo Hydrolab, utilizados para correlacionar com os escores do IBI.

| PONTOS | Temperatura (°C) | Oxigênio Dissolvido (mg/L) | Condutividade | Turbidez | pH | Sólidos Dissolvidos | Potencial Redox | IBI |
|----------------------|------------------|----------------------------|---------------|----------|------|---------------------|-----------------|-------|
| Baio Branco | 15,62 | 5,7 | 22,45 | 143 | 4,39 | 0,0144 | 486 | 20,43 |
| Rio do Pinto | 15,5 | 7,88 | 14,8 | 485,5 | 4,54 | 0,031 | 461,5 | 28,55 |
| Macaco Branco | 14,25 | 8,71 | 26,1 | 26,1 | 5,38 | 0,017 | 457,5 | 17,53 |
| Tainhas | 15,71 | 7,17 | 19,85 | 151,45 | 4,85 | 0,0125 | 451 | 37,27 |
| Baio Branco | 14,45 | 7,69 | 22,75 | 184,47 | 5,23 | 0,0454 | 476,33 | 12,8 |
| Camisas | 14,48 | 6,09 | 24,25 | 143,9 | 5,01 | 0,052 | 437,75 | 19,33 |
| Águas Compridas | 13,37 | 6,62 | 19,8 | 180,53 | 5,09 | 0,052 | 490,66 | 10,71 |
| Preá | 9,17 | 7,24 | 19,4 | 141 | 5,01 | 0,039 | 418,66 | 12,23 |
| Lomba Grande banhado | 18,89 | 5,21 | 96,75 | 223,55 | 5,24 | 0,033 | 321,66 | 50,21 |
| Lomba Grande meandro | 22,21 | 2,32 | 161,6 | 216,4 | 5,93 | 0,0899 | 256,66 | 48,89 |
| Olaria Daudt banhado | 20,67 | 3,68 | 198,65 | 163,35 | 5,29 | 0,1277 | 319,83 | 59,37 |
| Olaria Daudt | 21,89 | 3,59 | 152,9 | 108,73 | 5,66 | 0,097 | 395,66 | 51,81 |

| PONTOS | Temperatura (°C) | Oxigênio Dissolvido (mg/L) | Condutividade | Turbidez | pH | Sólidos Dissolvidos | Potencial Redox | IBI |
|---------------------------|------------------|----------------------------|---------------|----------|------|---------------------|-----------------|-------|
| meandro | | | | | | | | |
| Estação Ecológica banhado | 20,43 | 3,66 | 143,43 | 240 | 5,83 | 0,056 | 270,66 | 52,08 |
| Estação Ecológica meandro | 22,91 | 3,95 | 93,8 | 187,9 | 5,85 | 0,06 | 328,16 | 51,03 |
| Saco do Quilombo | 19,22 | 3,95 | 50,13 | 99 | 5,44 | 0,52 | 470,11 | 78,52 |
| Grande | 24 | 7,2 | 68 | 9999 | 7,7 | 9999 | 9999 | 55,58 |
| Carvalho | 20 | 8,3 | 105 | 9999 | 7,2 | 9999 | 9999 | 52,73 |
| Evaristo | 21 | 7,9 | 62 | 9999 | 7,2 | 9999 | 9999 | 44,67 |
| Pitangueira | 26 | 2 | 247 | 9999 | 7,6 | 9999 | 9999 | 68,83 |
| Venturosa | 29 | 6 | 61 | 9999 | 7,2 | 9999 | 9999 | 59,06 |
| Miraguaia | 25 | 7 | 131 | 9999 | 8 | 9999 | 9999 | 53,73 |

LEGENDA: 9999=sem valores.

A correlação das variáveis da água com os escores do IBI mostram resultados significativos, conforme visualizado abaixo:

Tabela 16 – Correlação de Pearson entre as variáveis da água e o IBI.

| CORRELAÇÃO | | | | | | | |
|------------|-------------|---------------------|---------------|----------|--------|-------|-------|
| IBI | temperatura | Oxigênio dissolvido | condutividade | turbidez | ph | TDS | ORP |
| <i>r</i> | ,820** | -,565** | ,679** | ,441* | ,580** | ,441* | ,434* |
| <i>p</i> | ,000 | ,008 | ,001 | ,045 | ,006 | ,045 | ,049 |

*. Correlação é significativa ao nível 0.05, **. Correlação é significativa ao nível 0.01.

Avaliação do Uso de Solo e Vegetação

Para cada ponto de coleta foi avaliado o raio de 1 km, e o valor obtido em hectares correlacionado com as métricas selecionadas.

As imagens foram interpretadas buscando identificar categorias que indicassem um domínio fisionômico florestal ou campestre, além de dar uma idéia do grau de pressão antrópica sobre a formação. Tanto as formações campestres quanto as formações florestais apresentam algum grau de alteração em relação às suas características originais. O grau de alteração foi utilizado como critério para definir a inclusão da classe de cobertura como cobertura vegetal natural.

Segundo Hasenack & Cordeiro (2009) a classificação inicial foi verificada no campo em expedições, que cobriam as diferentes fisionomias do Estado. A edição final do mapeamento foi realizada no programa ArcView GIS 3.2 (ESRI©), possibilitando a produção

de mapa único para o Estado em formato de arquivo passível de utilização na maioria dos sistemas de geoprocessamento.

As imagens foram unificadas em um único arquivo de mosaico, e este recortado em 29 cartas-imagem com base no mapeamento sistemático brasileiro na escala 1:250.000. As classes de cobertura do solo foram obtidas por interpretação visual em tela, com auxílio do programa CartaLinx (Clark Labs©), correspondendo a uma caracterização fisionômica da paisagem. As áreas com cobertura vegetal original foram identificadas sobre composições coloridas ampliadas em tela na escala 1:50.000. A área mínima mapeável correspondeu a manchas ou fragmentos cujo eixo maior foi igual ou superior a cinco milímetros na escala de interpretação (250 metros na escala 1:50.000). A escolha das categorias foi feita por Hasenack e a autora do estudo.

A numeração dos pontos para este item de avaliação foi criada pelo autor do método de cartografia e avaliação de imagens, Prof. Heinrich Hasenack, e utilizada nesta forma no mapa (Figura 9) e imagens relacionadas e na tabela do percentual do uso do solo (Tabela 17). Cabe salientar que para a avaliação estatística do escore do IBI foi correlacionado aos dados da Tabela 17 (Tabela 18), onde foi utilizada a numeração dos pontos e os dados resultantes do uso do solo fornecidos por Hasenack.

Tabela 17 – Uso de Solo com base em área em Hectare, dividido em nove categorias, com buffer de 1km de raio, nas áreas estudadas.

| Pontos | Água | Banhado | Campo | Floresta | Agricultura irrigada | Agricultura | Silvicultura | Mancha urbana | Não classificado |
|--------|------|---------|-------|----------|----------------------|-------------|--------------|---------------|------------------|
| 1 | | | | 37,4 | | 62,6 | | | |
| 2 | | | | 11,7 | 53,8 | 34,5 | | | |
| 3 | | | | | | 100,0 | | | |
| 4 | | | | 94,3 | | 5,7 | | | |
| 5 | 2,1 | | | 53,0 | 13,6 | 23,9 | 7,3 | | |
| 6 | 6,2 | 3,3 | | 2,1 | 29,2 | 23,8 | | 35,4 | |
| 7 | | | | 100,0 | | | | | |
| 8 | | | | 93,4 | | | | 6,6 | |
| 9 | | | | 46,8 | | 38,8 | | 14,3 | |
| 10 | | | | 19,5 | | 75,1 | | 5,4 | |
| 11 | 4,8 | 0,3 | | 46,3 | 8,7 | 39,8 | | | |
| 12 | 3,9 | | | 1,4 | | 94,7 | | | |
| 13 | 7,0 | 93,0 | | | | | | | |
| 14 | | | 0,4 | 6,5 | | 65,6 | 7,7 | 19,8 | |
| 15 | | | | | | 2,4 | 97,6 | | |
| 16 | | | 84,5 | 6,4 | | 9,1 | | | |
| 17 | | | 4,9 | | | 95,1 | | | |
| 18 | | | 59,2 | 2,0 | | 4,0 | 34,7 | | |
| 19 | | | 95,9 | 4,1 | | | | | |
| 20 | | | 40,0 | 58,9 | | | | | 1,1 |
| 21 | | | 30,9 | 49,3 | | | | | 19,8 |
| 22 | | | | 19,5 | | 80,5 | | | |
| 23 | | | | 8,3 | 52,2 | 39,5 | | | |

| Pontos | Água | Banhado | Campo | Floresta | Agricultura irrigada | Agricultura | Silvicultura | Mancha urbana | Não classificado |
|--------------|--------|---------|--------|----------|----------------------|-------------|--------------|---------------|------------------|
| 24 | | | | 54,0 | | 46,0 | | | |
| 25 | | 5,5 | | | | 88,6 | | 5,9 | |
| 26 | 0,5 | 1,0 | | | 38,9 | 59,5 | | | |
| 27 | 18,3 | 3,1 | | | 78,6 | | | | |
| TOTAL | 134,23 | 331,86 | 987,14 | 2234,99 | 859,90 | 3092,03 | 460,54 | 273,18 | 65,52 |

Com base no uso de solo registrado em imagens de LandSat, criou-se um mapa do uso de solo do RS com 9 categorias (Figura 9 e Figura 10), indicadas na tabela acima, onde verificou-se que a agricultura irrigada totaliza mais 3mil ha de uso de solo nos pontos amostrais.

No entanto o escore do IBI não apresentou relação significativa com os usos do solo no modelo geral, onde se agrupou todas as categorias ($F=1,395$; $p=0,264$), mas apresentou correlação significativa com Floresta, conforme visualizado na Tabela 18.

Tabela 18 – Correlação de Pearson entre os escores de integridade e as variáveis ambientais do uso do solo criados para a escala macro e visualizados pelo mapa do uso do solo.

| | | CORRELAÇÕES | | | | | | | | | |
|----------------|----------|-------------|--------|---------|--------|----------|--------------------|----------|-----------|-------------|-------------|
| | | IBI | AGUA | BANHADO | CAMPO | FLORESTA | AGRICULT _IRRIG | AGRICULT | SILVICULT | URBANIZAÇÃO | NAO_CLASSIF |
| IBI | <i>r</i> | 1 | ,097 | ,197 | ,116 | -,414* | -,091 | ,204 | ,026 | -,069 | ,284 |
| | <i>p</i> | | ,629 | ,326 | ,565 | ,032 | ,653 | ,308 | ,897 | ,731 | ,151 |
| AGUA | <i>r</i> | ,097 | 1 | ,308 | -,184 | -,237 | ,593* | -,216 | -,109 | ,100 | -,086 |
| | <i>p</i> | ,629 | | ,119 | ,359 | ,233 | ,001 | ,279 | ,587 | ,620 | ,671 |
| BANHADO | <i>r</i> | ,197 | ,308 | 1 | -,100 | -,186 | -,072 | -,197 | -,064 | -,052 | -,047 |
| | <i>p</i> | ,326 | ,119 | | ,621 | ,352 | ,723 | ,324 | ,753 | ,796 | ,818 |
| CAMPO | <i>r</i> | ,116 | -,184 | -,100 | 1 | -,152 | -,218 | -,407* | ,025 | -,181 | ,155 |
| | <i>p</i> | ,565 | ,359 | ,621 | | ,449 | ,275 | ,035 | ,902 | ,366 | ,440 |
| FLORESTA | <i>r</i> | -,414* | -,237 | -,186 | -,152 | 1 | -,283 | -,385* | -,206 | -,107 | ,152 |
| | <i>p</i> | ,032 | ,233 | ,352 | ,449 | | ,152 | ,048 | ,303 | ,596 | ,448 |
| AGRICULT_IRRIG | <i>r</i> | -,091 | ,593** | -,072 | -,218 | -,283 | 1 | -,127 | -,130 | ,032 | -,102 |
| | <i>p</i> | ,653 | ,001 | ,723 | ,275 | ,152 | | ,528 | ,519 | ,874 | ,613 |
| AGRICULT | <i>r</i> | ,204 | -,216 | -,197 | -,407* | -,385* | -,127 | 1 | -,240 | ,057 | -,218 |
| | <i>p</i> | ,308 | ,279 | ,324 | ,035 | ,048 | ,528 | | ,229 | ,776 | ,274 |
| SILVICULT | <i>r</i> | ,026 | -,109 | -,064 | ,025 | -,206 | -,130 | -,240 | 1 | -,079 | -,059 |
| | <i>p</i> | ,897 | ,587 | ,753 | ,902 | ,303 | ,519 | ,229 | | ,696 | ,771 |
| URBANIZAÇÃO | <i>r</i> | -,069 | ,100 | -,052 | -,181 | -,107 | ,032 | ,057 | -,079 | 1 | -,085 |
| | <i>p</i> | ,731 | ,620 | ,796 | ,366 | ,596 | ,874 | ,776 | ,696 | | ,673 |
| NAO_CLASSIF | <i>r</i> | ,284 | -,086 | -,047 | ,155 | ,152 | -,102 | -,218 | -,059 | -,085 | 1 |
| | <i>p</i> | ,151 | ,671 | ,818 | ,440 | ,448 | ,613 | ,274 | ,771 | ,673 | |

*. Correlação é significativa ao nível 0.05; **. Correlação é significativa ao nível 0.01.

Em seguida cada métrica foi correlacionada com o uso do solo, para verificar se separadamente a variável influenciaria a métrica escolhida, verificando assim sua predição para o tipo de uso de solo ou quanto à integridade. A seguir as métricas que apresentaram correlação significativa com alguma categoria de uso do solo.

Tabela 19 – Correlação de Pearson entre as a categorias de uso do solo e métrica da riqueza rarefeita.

| | | CORRELAÇÃO | | | | | | | | |
|----------|----------------------|------------|---------|-------|---------------|---------------------|----------|-----------|-----------------|---------------------|
| | | AGUA | BANHADO | CAMPO | FLORESTA | AGRICULT _ IRRIG | AGRICULT | SILVICULT | URBANIZ AÇÃO | NAO_ CLASSI F |
| <i>r</i> | RIQUEZA RAREFEITA | ,010 | ,070 | ,298 | -,398* | -,029 | ,101 | ,033 | -,110 | ,219 |
| <i>p</i> | | ,960 | ,728 | ,131 | ,040 | ,887 | ,615 | ,871 | ,585 | ,273 |

Tabela 20 – Correlação de Pearson entre as a categorias de uso do solo e métrica do número de espécies de coluna de água.

| | | CORRELAÇÃO | | | | | | | | |
|----------|-----------------|------------|---------|-------|---------------|--------------------|----------|-----------|-------------|-----------------|
| | | AGUA | BANHADO | CAMPO | FLORESTA | AGRICULT_ IRRIG | AGRICULT | SILVICULT | URBANIZAÇÃO | NAO_ CLASSIF |
| <i>r</i> | ESPÉCIES DE | ,260 | ,165 | ,119 | -,424* | ,028 | ,118 | ,088 | -,146 | ,310 |
| <i>p</i> | COLONA DÁGUA | ,190 | ,410 | ,554 | ,028 | ,891 | ,558 | ,662 | ,467 | ,115 |

Tabela 21 - Correlação de Pearson entre as a categorias de uso do solo e métrica do número de espécies dominantes (LD).

| | | CORRELAÇÃO | | | | | | | | |
|----------|------------------------|------------|---------|-------|---------------|-------------------|----------|-----------|-------------|----------------|
| | | AGUA | BANHADO | CAMPO | FLORESTA | AGRICULT IRRIG | AGRICULT | SILVICULT | URBANIZAÇÃO | NAO CLASSIF |
| <i>r</i> | ESPÉCIES DOMINANTES | ,061 | ,211 | ,211 | -,425* | -,097 | ,147 | ,009 | -,109 | ,426 |
| <i>p</i> | | ,763 | ,291 | ,291 | ,027 | ,629 | ,465 | ,966 | ,590 | ,027 |

O resultado acima indicou uma relação negativa com o solo composto por áreas florestais. Este resultado será discutido no próximo item.

A verificação das 9 categorias do uso do solo, criadas através da metodologia descrita por Hasenack & Cordeiro (2009) e adaptada para este trabalho com auxílio do Laboratório de Geoprocessamento e Idrisi da UFRGS, em conjunto com o autor do método (Prof. Hasenack) geraram Tabela 18 que deu origem a imagem a seguir, do uso do solo no Estado do RS (Figura 9). Após as imagens dos pontos mais agrupados por áreas de bacias e sistemas hídricos próximos foram ampliadas, para que se pudesse verificar mais claramente o uso do solo (Figura 11, Figura 12 e Figura 13).

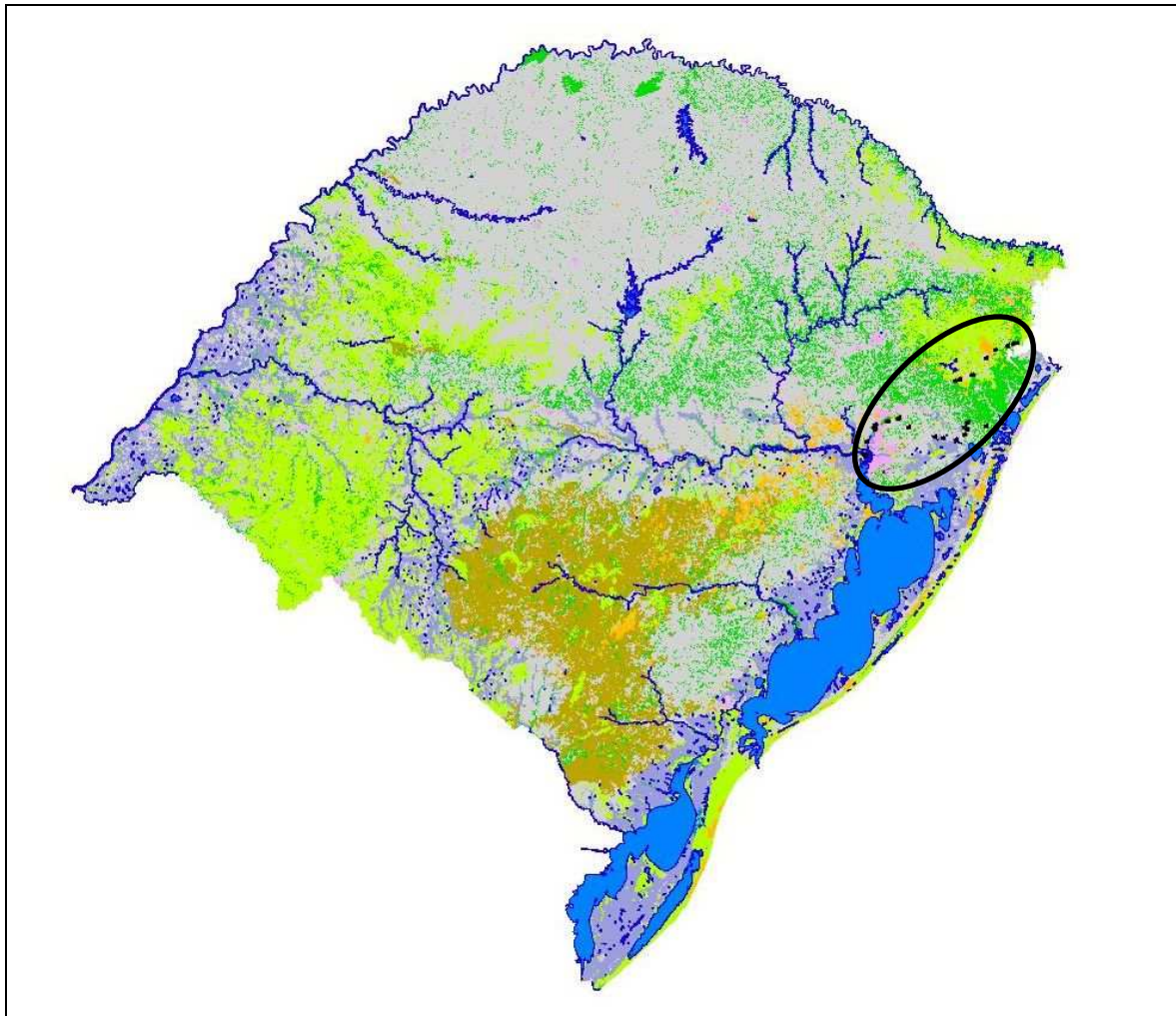


Figura 9– Uso do solo no estado do RS, com marcação dos pontos amostrais.

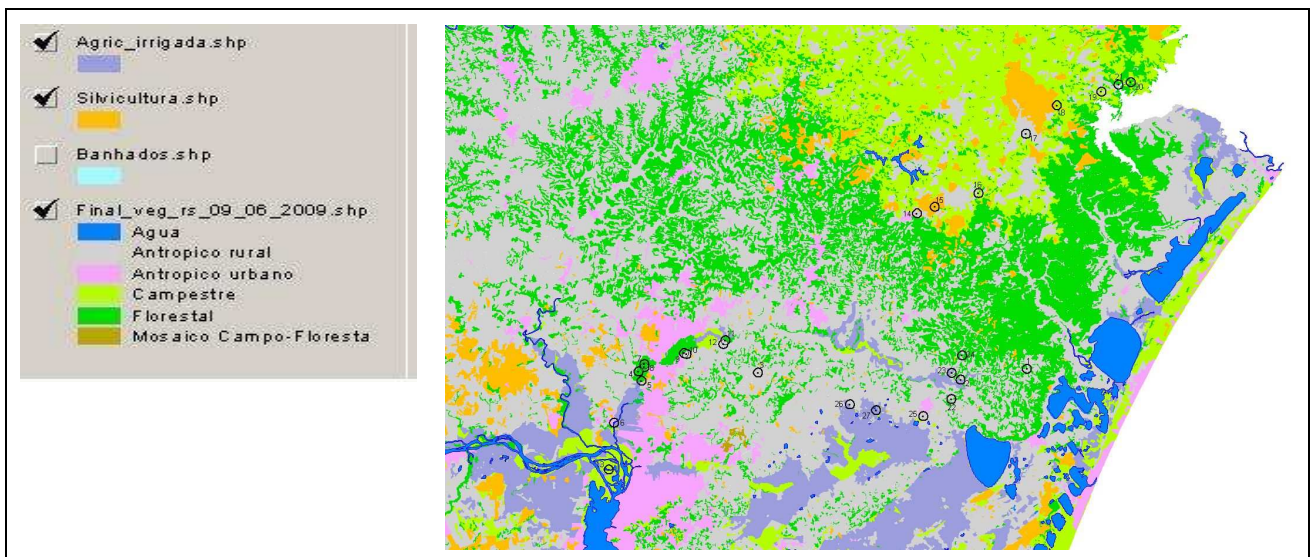


Figura 10 - Legenda do uso do solo do RS para buffer de 1km de raio referente a Figura 9, com visualização de todos os pontos em aumento.

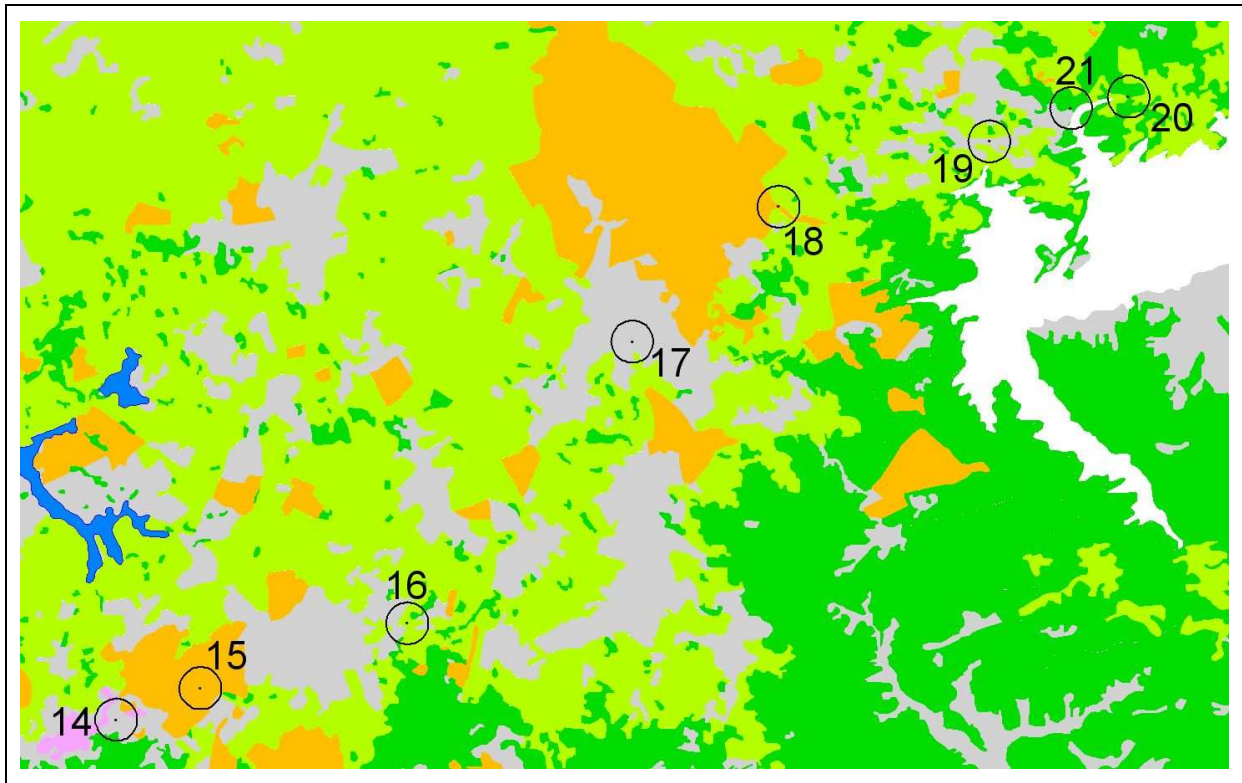


Figura 11 – Imagem do uso do solo dos pontos dos Campos de Cima da Serra.

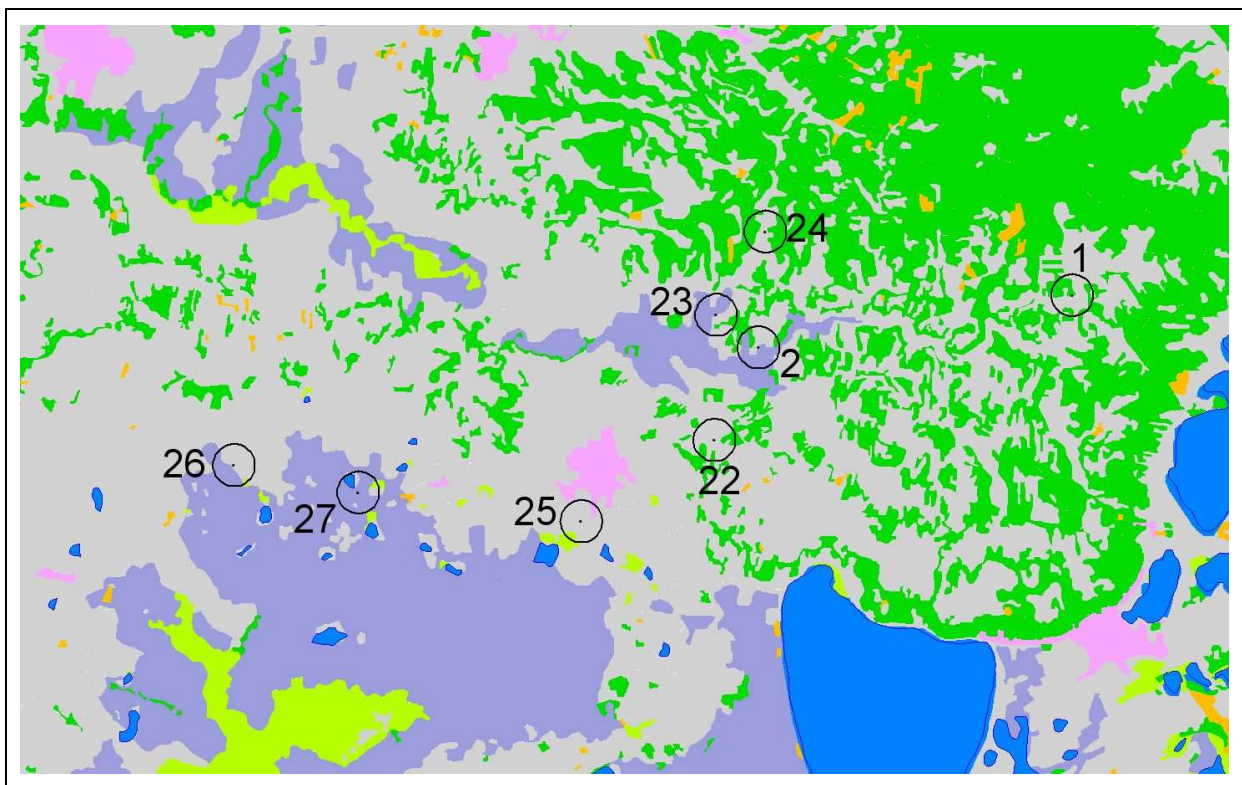


Figura 12 - Imagem do uso do solo dos pontos da região do alto rios dos Sinos e Gravataí

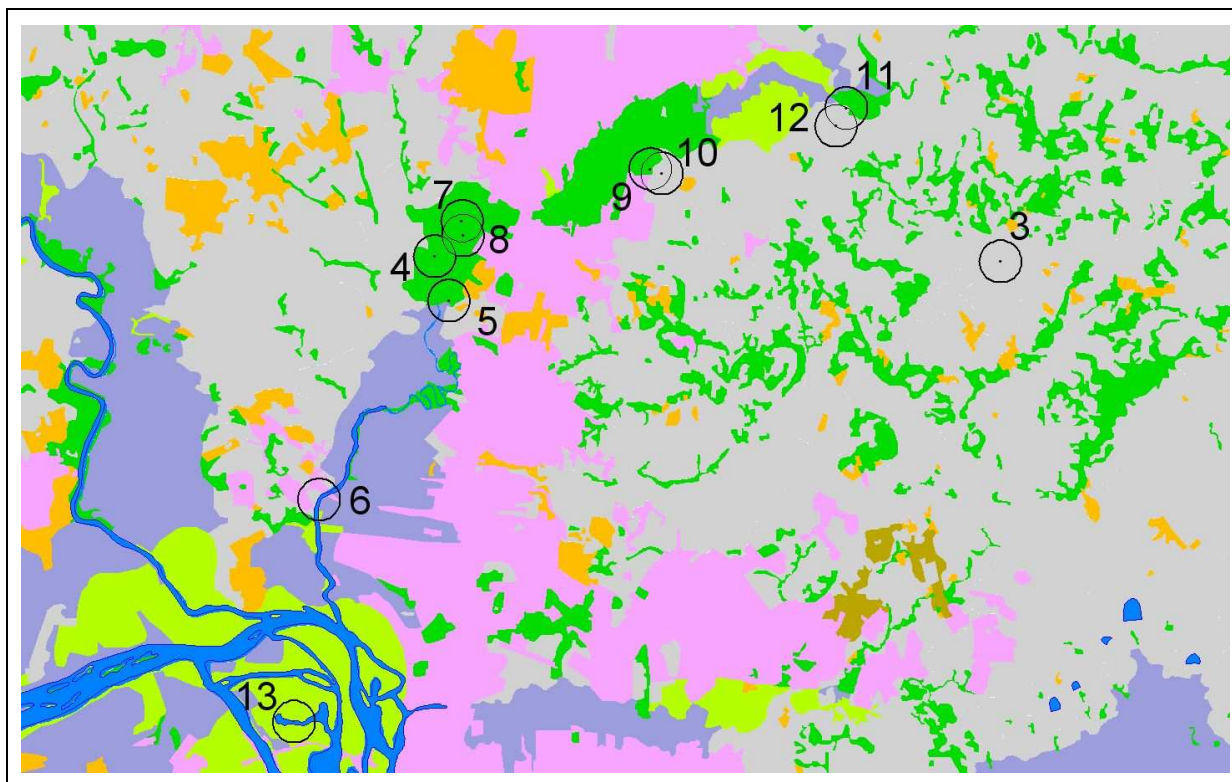


Figura 13 - Imagem do uso do solo dos pontos da região do baixo Sinos e Gravataí, e área deltaica.

Nas margens dos recursos hídricos, levando em conta a vegetação existente (USO DO SOLO MARGEM) e a vegetação existente no ponto de coleta (ABRIGO – locais prováveis de uso dos peixes como abrigo e para obtenção de alimento), obteve-se o seguinte resultado:

Tabela 22 – Uso do Solo e Vegetação nas margens do ponto amostral

| PONTOS | USO DO SOLO ME | USO DO SOLO MD | ABRIGO |
|----------------------|--------------------|--------------------|---------------------|
| Cascata da Ronda | mistura de uso | mistura de usos | ausente |
| Rio do Pinto | mata ciliar nativa | pinus | macrofitas |
| Macaco Branco | mata ciliar nativa | campo | galhos |
| Tainhas | mata ciliar nativa | mistura de usos | macrofitas e galhos |
| Baio Branco | mistura de uso | pinus | galhos |
| Camisas | mata ciliar nativa | campo | macrofitas e galhos |
| Águas Compridas | mata ciliar nativa | mata ciliar nativa | macrofitas |
| Preá | campo | mata ciliar nativa | macrofitas e galhos |
| Fraga | mistura de uso | mata ciliar nativa | macrofitas e galhos |
| Caraá | mistura de uso | mistura de usos | macrofitas e galhos |
| Parobé | mata ciliar nativa | mistura de usos | ausente |
| Sapucaia | mistura de uso | mistura de usos | macrofitas e galhos |
| São Leopoldo | mata ciliar nativa | mistura de usos | macrofitas e galhos |
| Canoas | mistura de uso | mistura de usos | ausente |
| Lomba Grande banhado | campo | campo | macrofitas |

| PONTOS | USO DO SOLO ME | USO DO SOLO MD | ABRIGO |
|---------------------------|-----------------------|-----------------------|---------------------|
| Lomba Grande meandro | mata ciliar nativa | campo | macrofitas e galhos |
| Olaria Daudt banhado | campo | mata ciliar nativa | macrofitas e galhos |
| Olaria Daudt meandro | mistura de uso | mata ciliar nativa | macrofitas e galhos |
| Estação Ecológica banhado | mata ciliar nativa | mistura de usos | macrofitas e galhos |
| Estação Ecológica meandro | mata ciliar nativa | mistura de usos | macrofitas e galhos |
| Saco do Quilombo Grande | campo | campo | macrofitas e galhos |
| Carvalho | mata ciliar nativa | campo | macrofitas e galhos |
| Evaristo | campo | campo | macrofitas e galhos |
| Pitangueira | mistura de uso | campo | macrofitas e galhos |
| Venturosa | mistura de uso | mistura de usos | macrofitas e galhos |
| Miraguaia | campo | mistura de usos | macrofitas e galhos |

LEGENDA: ME = Margem Esquerda; MD = Margem Direita; USOS DO SOLO: Pinus = predominância de monocultura de Pinnus sp; mata ciliar nativa = predomínio de mata ciliar nativa na margem; campo = predomínio de campo nativo; mistura de usos = predomínio de outras monoculturas associadas a um dos tipos de uso de solo mencionados.

A Análise dos Componentes Principais (PCA) relacionado a vegetação das margens e do ponto amostral refletiu os seguintes eixos de ordenação:

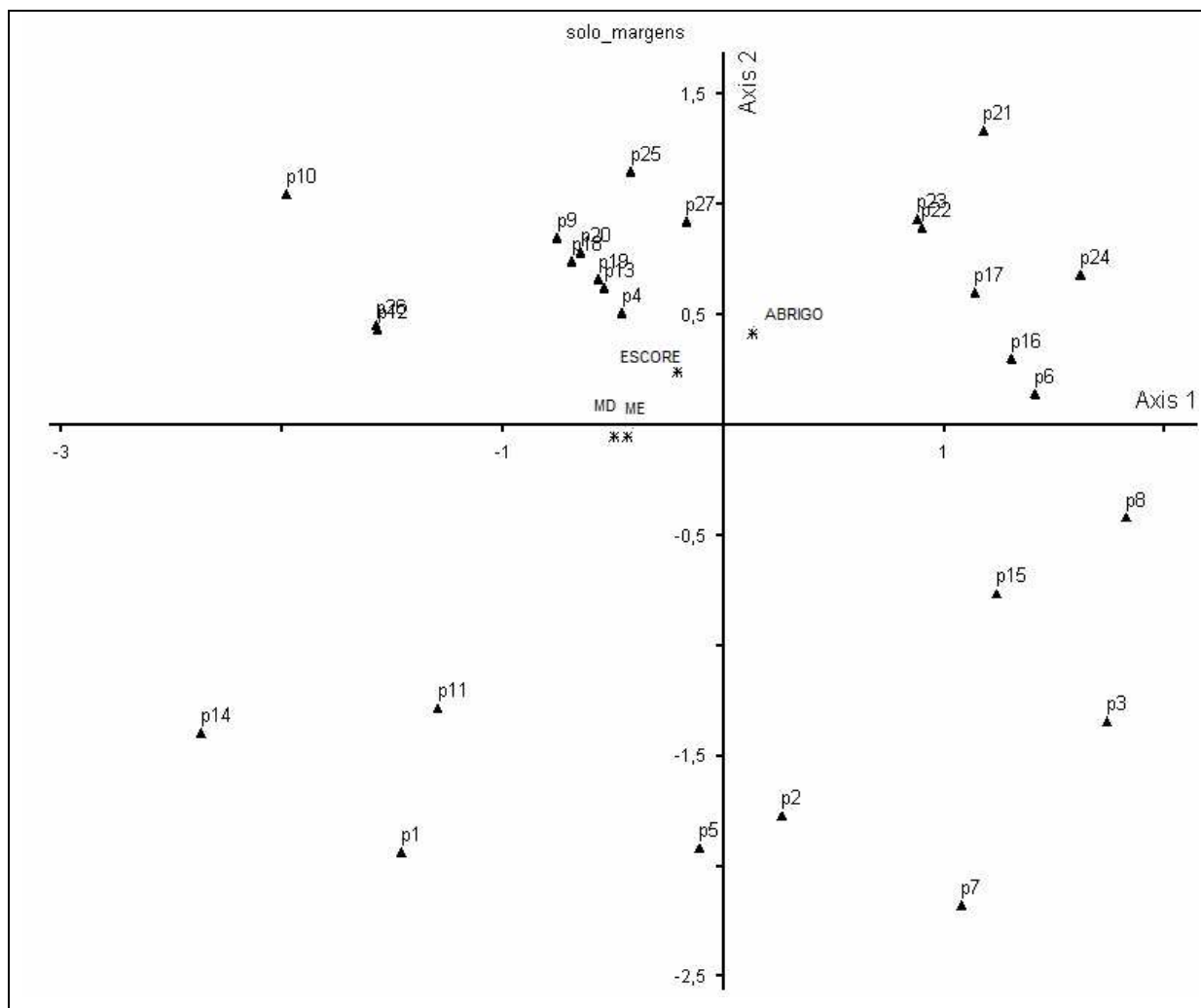


Figura 14 - Análise dos Componentes Principais das variáveis relacionadas a vegetação existente nas margens e na cobertura de água (Abrigo) com o escore do IBI.

A análise da PCA (Figura 14) resultou num percentual da variância de 51,2% para o eixo 1, com agregação principalmente dos pontos que apresentavam principalmente a variável abrigo, que apresenta uma ligação mais próxima ao eixo 2 (eigenvalue=1,204). No eixo 1 (eigenvalue = 1,537), estão ordenadas principalmente os pontos do Arroio Camisas, localizado nos Campos de cima da Serra, próximo ao Parque do Itaimbezinho, Saco do Quilombo – área do delta com forte presença de macrófitas, banhado da Olaria Daudt – que é uma área particular, Arroio Passo Grande, Arroio Carvalho e Arroio Evaristo, arroios localizados no trecho superior da BH do Rio dos Sinos. No eixo 3 (eigenvalue = 0,701) encontram-se as variáveis de tipo de vegetação das margens (MD e ME) que são fortemente relacionadas. Se verifica que o escore do IBI se aproxima mais do eixo 2 (eigenvalue =1,204), portanto a variável Abrigo, que avaliou a vegetação dispersa na lâmina de água nos locais estudados é um bom dado para se verificar.

Ao avaliar as métricas e os escores obtidos, correlacionados com as múltiplas variáveis utilizadas neste estudo, pode-se verificar que determinadas métricas não apresentam forte correlação em mais de uma matriz de variáveis ambientais, portanto podem ser desconsideradas.

Desta forma, as métricas sugeridas para a padronização do IBI que poderão ser utilizadas, e desconsiderando ainda a métrica NÚMERO DE ESPÉCIES NATIVAS RARAS E ENDÊMICAS, pois apresenta ainda um resultado de significância próximo a métrica NÚMERO DE ESPÉCIES NATIVAS, mas sendo esta última mais significativa se correlacionada ao próprio escore. As selecionadas foram:

Tabela 23 – Métricas selecionadas para o IBI padronizado, após finalização e correlação com as variáveis ambientais.

| MÉTRICAS/ PONTOS | p14 | P15 | P16 | P17 | P18 | P19 | P21 | P20 | P1 | P2 | P3 | P4 | P5 | P6 | P7 | P8 | P9 | p10 | p11 | P12 | P13 | p22 | p23 | p24 | p25 | p26 | p27 |
|--|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-----------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| 1. Número total de espécies nativas | 1,84 | 2,86 | 1,84 | 3,27 | 1,22 | 2,04 | 1,02 | 1,02 | 6,12 | 8,57 | 10 | 7,76 | 9,39 | 9,39 | 5,1 | 5,51 | 6,73 | 6,33 | 5,71 | 6,12 | 9,39 | 6,12 | 6,73 | 5,31 | 7,76 | 6,53 | 0 |
| 2. Abundância total | 0,04 | 0,4 | 0,62 | 0,71 | 0,19 | 0,58 | 0,35 | 0,16 | 0,82 | 0,76 | 1,04 | 1,52 | 1,95 | 3,15 | 0,31 | 0,35 | 0,85 | 0,77 | 0,45 | 1,32 | 1,77 | 2,88 | 1,9 | 1,44 | 10 | 3,31 | 5,31 |
| 3. Riqueza total rarefeita | 4,71 | 4,71 | 2,35 | 4,12 | 2,94 | 4,12 | 2,35 | 2,94 | 9,41 | 10 | 9,41 | 6,47 | 7,65 | 7,06 | 7,65 | 9,41 | 9,41 | 5,88 | 9,41 | 5,88 | 9,41 | 8,82 | 8,24 | 7,06 | 5,88 | 8,24 | 7,06 |
| 4. Número de espécies bentônicas | 0,53 | 3,16 | 0,53 | 2,11 | 1,58 | 2,63 | 1,05 | 0,53 | 5,26 | 6,32 | 8,95 | 7,37 | 8,95 | 10 | 1,58 | 1,58 | 3,16 | 3,68 | 5,26 | 5,26 | 6,84 | 7,37 | 5,79 | 6,84 | 7,89 | 5,26 | 3,68 |
| 5. Número de espécies da coluna d'água | 2,42 | 2,42 | 2,42 | 3,64 | 0,91 | 1,52 | 0,91 | 1,21 | 6,36 | 8,79 | 10 | 7,88 | 7,88 | 8,18 | 6,67 | 6,97 | 8,18 | 6,67 | 4,55 | 5,76 | 10 | 4,85 | 6,36 | 3,94 | 6,67 | 6,67 | 9,09 |
| 6. Número de espécies intolerantes | 0,45 | 2,27 | 1,36 | 3,18 | 1,82 | 3,18 | 1,82 | 1,82 | 6,82 | 9,55 | 8,18 | 5,45 | 7,73 | 7,27 | 5,45 | 4,09 | 6,82 | 6,82 | 5,91 | 5,45 | 10 | 5,91 | 5,45 | 5,45 | 6,36 | 6,36 | 8,18 |
| 7. percentual de indivíduos Carnívoros | 5,55 | 3,7 | 0 | 9,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4,85 | 6 | 7 | 9 | 4,25 | 7,6 | 10 | 5,55 | 8,8 | 8,05 | 7,15 | 6,65 | 8,5 | 6,7 | 4,55 | 3,85 | 7,9 | 6,25 | 6,6 |
| 8. numero especies dominantes (>LD) | 1,43 | 4,29 | 5,7 | 4,29 | 2,86 | 2,86 | 2,14 | 2,86 | 5,71 | 7,14 | 7,86 | 7,86 | 7,86 | 8,57 | 5,71 | 7,14 | 6,43 | 5,71 | 5,71 | 6,43 | 10 | 5 | 5,71 | 4,29 | 6,43 | 7,14 | 5,71 |
| Escore | 18,4 | 25,7 | 15,8 | 33,6 | 11,5 | 17,4 | 9,64 | 11 | 50,6 | 61,4 | 69,1 | 62,8 | 61,8 | 71,2 | 45,2 | 44 | 53,4 | 46,6 | 46,9 | 45,9 | 70,7 | 50 | 47,5 | 40,2 | 62 | 53,2 | 48,4 |
| Escore Final | 20,4 | 28,6 | 17,5 | 37,3 | 12,8 | 19,3 | 10,7 | 12,2 | 56,2 | 68,2 | 76,8 | 69,8 | 68,7 | 79,1 | 50,2 | 48,9 | 59,4 | 51,8 | 52,1 | 51 | 78,5 | 55,6 | 52,7 | 44,7 | 68,8 | 59,1 | 53,7 |

ECORREGIAO

Para os resultados por Ecorregião, que serviram para comparar se as respostas diferenciavam ou não, e verificar assim se as métricas escolhidas para a padronização eram eficazes, temos que as métricas evidenciadas pela relação com o próprio escore, quando tratados separadamente) ecorregiões foram:

Tabela 24 – Métricas finais para calculo de escores de IBI por ecorregião.

| PLANICIE | BANHADOS | SERRA |
|--|--|--|
| 1. Numero de espécies de vida longa | 1. Numero de espécies de vida longa | 1. Numero de espécies de vida longa |
| 2. Número total de espécies nativas | 2. Número total de espécies nativas | 2. Número total de espécies nativas |
| 3. Número de espécies bentônicas | 3. Riqueza total rarefeita | 3. Abundância total |
| 4. Número de espécies da coluna água | 4. Número de espécies da coluna água | 4. Riqueza total rarefeita |
| 5. percentual de indivíduos herbívoros | 5. percentual de indivíduos Carnívoros | 5. Número de espécies bentônicas |
| 6. percentual de indivíduos detritívoros | 6. Percentual de espécies Introduzidas | 6. Número de espécies da coluna água |
| 7. Percentual de espécies Introduzidas | | 7. Número de espécies intolerantes |
| 8. Numero espécies dominantes (>LD) | | 8. percentual de indivíduos Carnívoros |

O escore final do IBI de cada região, a partir das métricas geradas e visualizadas na Tabela 24, foi correlacionado com as variáveis ambientais deste estudo. O resultado mostrou que as correlações do IBI com variáveis da matriz das variáveis químicas e físicas da água e da correlação do IBI com o uso de solo apresentam significância em alguns itens, como observado a seguir:

Tabela 25 – Correlação de Pearson do IBI da ecorregião Planície com as variáveis da água.

| Correlação IBIXAGUA - PLANICIE | | | | | | | | |
|--------------------------------|-------|-------------|-------|---------------|----------|-------|-------|-------|
| | IBI | temperatura | OD | condutividade | turbidez | ph | TDS | ORP |
| <i>r</i> | 1,000 | -,368 | -,607 | -,107 | -,926 | -,885 | -,926 | -,926 |
| <i>p</i> | . | ,208 | ,074 | ,410 | ,001 | ,004 | ,001 | ,001 |

Tabela 26 - Correlação de Pearson do IBI da ecorregião Banhados com uso de solo.

| Correlação IBIXSOLO- BANHADO | | | | | | | |
|------------------------------|-------|------|---------|----------|-------------|------------------|---------------|
| | IBI | agua | banhado | floresta | agricultura | agricul_irrigada | mancha_urbana |
| <i>r</i> | 1,000 | ,727 | 1,000 | -,061 | 1,000 | -,020 | -,376 |
| <i>p</i> | . | ,051 | ,000 | ,454 | ,000 | ,485 | ,231 |

Desta forma, para a seleção da métrica apropriada, considerada a partir dos 3 sistemas distintos foi a de considerar relevante as métricas comuns aos 3 sistemas. Observa-se que as métricas de Número de espécies de vida longa, número de espécies nativas, número de espécies de coluna de água foram as únicas métricas comuns. Após a

avaliação com as variáveis ambientais, a métrica do Numero total de espécies nativas apresentou uma correlação significativa com as variáveis da água, como oxigênio ($F=9,604$; $p=0,006$), temperatura ($F=11,972$; $p = 0,003$), e do solo, como água ($F = 4,717$; $p = 0,040$), campo ($F = 5,522$; $p = 0,028$), floresta ($F= 5,537$; $p = 0,027$) diferentemente das outras, que não apresentaram correlação, portando sendo então a única métrica considerada adequada para padronização oriunda da avaliação das ecorregiões.

5. DISCUSSÃO

Os peixes por muitas décadas vêm sofrendo com as interferências antrópicas, quer seja na alteração dos leitos, quer por alterações da qualidade das águas, devido à exposição a efluentes químicos, efluentes domésticos, restos de materiais em construção, entre outros.

Essas interferências acabam por ocasionar profundas mudanças nas comunidades, devido às modificações geradas na qualidade de água e na estrutura ambiental dos rios, e podem ser percebidas ao avaliarmos a ictiocenose dos rios e arroios através de suas características biológicas. Karr (2006) cita que a avaliação pelo Índice de Integridade Biótica pode ser muito eficiente se for levado em conta às métricas escolhidas e a forma de selecionar estas métricas, levando em consideração: uso de um ambiente de referência minimamente perturbado, organização dos sítios de pesquisa, em classes com características ambientais similares, padronizar o método de avaliação, definição de classes de acordo com a qualidade da degradação.

A avaliação do índice de Integridade Biótica é baseada na criação de métricas, que possuem uma fundamentação empírica para avaliação dos processos biológicos e suas mudanças frente às alterações de influência antrópica (KARR & CHU, 1999). Segundo Hering *et.al.*(2006) as métricas devem ser selecionadas previamente, e considerados os “estressores” ambientais, onde a seguir as métricas devem ser analisadas excluindo-se as menos adequadas, as que apresentam maior correlação entre métrica e “estressor” – que pode ser um simples “estressor” como oxigênio dissolvido, ou múltiplo “estressores”, após há a seleção final das métricas, pontuação, e desenvolvimento final e interpretação.

Neste estudo foram selecionadas métricas candidatas, e ao longo do período da pesquisa algumas métricas foram desconsideradas. Após a validação dos escores, as métricas foram corroboradas com o próprio escore, calculo também utilizado por Magalhães *et.al.*(2008) e com as variáveis ambientais. Hering *et al.*(2006) sugerem a exclusão de métricas redundantes e aquelas com valor de correlação >0.800 . Desta forma, o Índice de Integridade Biótica desenvolvido, originou 8 métricas consideradas robustas.

O IBI é considerado uma ferramenta valiosa, e normalmente adaptada a trechos dos rios. Normalmente nas adaptações, em que os escores são avaliados com estressores ambientais, somente uma matriz é utilizada, por exemplo, parâmetros da água. Neste estudo foram utilizadas matrizes ambientais do solo, água, cobertura vegetal, para a avaliação das métricas, para corroborar qual métrica é mais eficiente.

Cito como exemplo o estudo na bacia do Rio Daugava (Latvia, Suíça), onde três rios foram amostrados (SPRINGE, *et.al.*, 2006), e avaliados com dados ambientais como

hidrobiologia, morfologia do habitat e características do ambiente. As métricas utilizadas foram as mesmas usadas no Projeto FAME (Water Framework Directive) (European Fish Index), que inicialmente basearam-se nas métricas usadas por Karr (1981).

As matrizes do presente estudo mostram que determinados estressores ou variáveis também são mais fortemente correlacionados e também servem como modelos há serem utilizados quando se quer utilizar este tipo de índice, como o caso da matriz de parâmetros da água.

Um exemplo é a forte correlação com a temperatura, que pode estar sendo influenciada pela sazonalidade, no caso de rios tropicais, ou porque pode estar aumentando devido ao corte de vegetação ripária. Assim a temperatura da água sofre aumento, diminuindo a capacidade de solubilização do oxigênio. Karr & Schlosser (1978) citam que em elevadas temperaturas, a capacidade dos riachos de metabolizar produtos orgânicos, sem reduzir a concentração de oxigênio, é diminuída.

Outra consequência da elevação da temperatura é o aumento da taxa de conversão dos nutrientes aderidos aos sólidos suspensos em formas solúveis. Desta forma tornam-se disponíveis, causando uma aceleração no processo de eutrofização, ou seja, há uma maior oferta de nutrientes para os produtores primários, que terão seu crescimento e taxa de consumo de oxigênio (através da respiração) aumentado e provocarão um aumento da matéria orgânica e a queda da concentração de oxigênio dissolvido na água.

As métricas do presente estudo basearam-se nas métricas de Karr (1981) e levaram em consideração os trabalhos realizados na região (BOZETTI & SCHULZ, 2004, COSTA & SCHULZ, 2010), e tiveram agregadas métricas consideradas importantes, se levado em conta que o desenvolvimento do IBI deste estudo objetivava uma padronização para múltiplos tipos de ambientes.

As métricas finais selecionadas conseguem integrar atributos ecológicos, sem distinguir ambientes, evitando selecionar as que podem ser mais específicas e que agreguem critérios isolados, tornando-se mais generalistas, podendo ser utilizadas em vários ambientes.

Por estes motivos, e seguindo o que este trabalho se propôs, as métricas:

Espécies de vida longa foram consideradas inicialmente, pois podem ocorrer em vários habitats, e é uma métrica ecológica importante, pois nessas espécies há uma maior sensibilidade a degradação, diminuindo seu tempo de vida e disponibilidade no ambiente. No entanto não apresentou resultados quando agrupados os pontos, somente por ecorregiões.

As espécies nativas raras e ou endêmicas, também podem ocorrer em diversos ambientes, e sua presença é um fator importante de conservação do habitat. Seu valor foi significativo ao relacionarmos com o próprio score do IBI, mas o valor de p foi superior ao do número de espécies nativas, e levando em conta, que podem ser consideradas redundantes por agregaram a mesma informação ecológica, foi desconsiderada. Toham & Teugels (1999) comentam que o uso das espécies nativas são importantes para que as espécies raras e endêmicas seja conservadas, e dão como exemplo o seu estudo realizado em um rios da Bacia Lower Ntem, localizada nos Camarões, na África, onde citam que nos

locais amostrados ocorria grande número de espécies nativas, e que se modificava a composição de acordo com a degradação.

Assim a métrica presença de espécies nativas é considerada adequada para a resposta ambiental, e assim relevante como fator de preservação do ambiente. Fernandes *et.al.* (2007) aplicando o sistema do IBI e comparando com o sistema do ELECTRE TRI (análise multicritério que trata problemas específicos por ordenação) observou que esta métrica (número de espécies nativas) foi considerada eficiente em ambos os casos, com o intuito de avaliar mananciais.

Para Araújo (1998) o uso das métricas do número total de indivíduos e a riqueza das espécies são fundamentais na análise de integridade de um ambiente, pois fundamentam informações biogeográficas, sazonais, etc. Ainda, segundo o mesmo autor, a riqueza, no entanto pode passar uma idéia errônea de integridade, pois ignora a composição das espécies e desconsidera que ambientes diferentes podem comportar número diferente de espécies (KARR, 1981). Por este motivo, a métrica da riqueza, por ser considerada importante, mas apresentar deficiências quanto ao gradiente longitudinal foi transformado em riqueza rarefeita, pois considera todos os pontos baseados no menor valor.

Para Springe *et.al.*(2006), no entanto, as métricas de número de espécies foram comparadas entre riachos, arroios e rios e não apresentaram diferenças significativas. Loreau *et al.* (2001) considera que a riqueza de espécies sofre variação ao longo da escala espacial, e segundo Ward & Tockner (2001) por influencia da gradientes ambientais multidimensionais os ecossistemas respondem através da sua biodiversidade.

O numero de espécies bentônicas foi considerado, embora não seja utilizado em todos os IBIs. No entanto no IBI original essa métrica foi validada, e no estudo em questão, foi corroborada pela correlação com as variáveis ambientais, da mesma forma a métrica dos peixes de coluna de água. Para Toham & Teugels (1999) a métrica utilizada - bentônicos siluriformes - não foi apropriada em riachos, embora a considerem potencialmente importante para grandes rios. Para Karr (1981) métricas com poucas espécies ou numero de indivíduos podem ser desconsideradas para evitar ruídos no resultado do IBI. Como neste estudo, os escores obtidos por ponto para esta métrica não apresentaram valores baixos, sua avaliação foi positiva, permanecendo como métrica válida.

Em relação às métricas relacionadas às guildas tróficas, estudos costumam incluir métricas de avaliação da estrutura trófica da comunidade, no entanto para este estudo, somente teve uma correlação forte com as variáveis ambientais as métricas do percentual das espécies carnívoras e percentual das espécies onívoras, no modelo geral e das espécies carnívoras no modelo gerado após seleção das métricas.

Pode-se inferir que essa resposta seja por ser duas categorias bem distintas, uma sendo “totalmente” generalista, e outra por ser “totalmente” especialista. De qualquer forma a representação das carnívoras oferece uma resposta sobre o ambiente e sua capacidade de manter espécies de topo de pirâmide trófica, e congrega resposta de diferentes zonas ao longo dos riachos e arroios.

Categorias intermediárias, como as de peixes insetívoros, herbívoros, e detritívoros, podem não ter uma forte resposta, embora diminuam seu percentual numa comunidade de ambiente degradado, por serem também animais específicos quanto a seletividade trófica.

Alem disso, normalmente há aumento da complexidade trófica à medida que aumenta a complexidade fluvial, logo as categorias intermediárias não respondem com resultados tão robustos. Para o estudo de Spaeth (2006), por exemplo, desenvolvido em pequenos tributários do Ohio River – White Oak Creek (Kentucky, USA), a categoria dos insetívoros dominou os sítios localizados nas cabeceiras.

O percentual de onívoros foi elencado como uma métrica potencialmente robusta para o protocolo padronizado, e cabe salientar que apresentou uma relação significativa verificada na presença de solo ligado a urbanização. Então, assim como a métrica relacionada aos carnívoros é forte quanto a sua resposta em ambientes mais íntegros, a métrica dos onívoros, indica a tendência ao aumento desses peixes generalistas e mais tolerantes, em ambientes com menor integridade.

A avaliação para este estudo, após seleção das métricas, realizada com características mais exigentes, e de uma avaliação complexa, agregou fatores ambientais importantes, e considerados de relevante influencia numa comunidade ictiológica, embora o resultado final apresente métricas com aspecto generalista.

Esse aspecto deve-se ao fato de que o resultado dessas métricas deve compor um bloco de dados que agreguem questionamentos quanto à integridade de ambientes que podem ser tanto de cabeceiras, quanto de ordem elevada de um rio.

Resultados obtidos a partir dos organismos estudados nas bacias hidrográficas dos rios Vouga, Mondego e Lis permitiram formular considerações acerca da validade das comunidades de peixes enquanto indicadores zoogeográficos e da qualidade ambiental (CHAVES et.al., 2000). Em uma análise, o resultado refletiu claramente que os peixes respondem as características fisiográficas, particularmente a altitude, verificada também pela presença de determinadas espécies dominantes, independente do tipo de perturbação.

Essas relações das comunidades ictiofaunísticas podem ser visualizadas ao se observar o Limite de Dominância (LD) que apresenta valores maiores à medida que os arroios crescem em sua ordem (STRAHLER, 1964), bem como a riqueza, mesmo sendo rarefeita, indicando essa resposta à modificação geográfica.

Outro fator importante nesta zonação é a presença de vegetação marginal ou na água, considerada neste trabalho como abrigo. A associação entre a vegetação marginal e o ambiente lótico é um fator importante na distribuição e alimentação dos insetos aquáticos (VANNOTE *et al.*, 1980), e por conseqüência na alimentação e distribuição dos peixes que se alimentam de insetos.

A mata ciliar contribui para funcionamento do rio como um ecossistema, pois agrega nutrientes exógenos ao rio, principalmente em cabeceiras de riachos (KIKUCHI, 1996). Desta forma, a mata ciliar propicia alimento e abrigo à biota aquática. Além disso, esta região fornece a manutenção das condições de temperatura e umidade e a redução de entrada de poluentes e sedimento na calha principal do rio (SILVEIRA, 2004). Em trechos médios e inferiores dos rios, normalmente essa mata ciliar foi retirada em prol da agropecuária e da urbanização, retirando a possibilidade de introdução de elementos nutritivos oriundos da flora marginal.

Neste sentido, os ambientes de planícies, que apresentam tributários, pequenos meandros e áreas alagáveis adjacentes, precisam da conservação destes locais, para que

possam receber uma carga de produção primária, relevante para a manutenção da biota aquática. Esses ambientes laterais à calha principal do rio, além do próprio tamanho do rio, fazem com que as áreas de planícies tornem-se mais diversas e abundantes

O resultado obtido no presente trabalho apresenta métricas que podem ser utilizadas ao longo de um gradiente espacial e em vários ambientes, respondendo ao objetivo inicial a que se propôs este estudo.

6 . REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A., THOMAZ, S.T. & GOMEZ L.C. 2005. *Conservação da Biodiversidade em Águas Continentais do Brasil*. Megadiversidade, vol.1 (1): 71 – 78.
- ANGERMEIER, P.L. & SMOGOR, R.A. 1995. *Estimating number of species and relative abundances in stream-fish communities: effects of sampling effort and discontinuous spatial distributions*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, vol.52: 936-949.
- ANGERMEIER, P. L., SMOGOR, R. A. & STAUFFER, J. R. 2000. *Regional frameworks and candidate metrics for assessing biotic integrity in mid-Atlantic highland streams*. Transactions of the American Fisheries Society, vol.129:962–981.
- ANGERMEIER, P.L & DAVIDEANU, G. 2004. Using fish communities to assess Streams in Romania: initial development of an index of biotic integrity. *Hydrobiologia* 511: 65–78, 2004
- ARAÚJO, F. G. 1998. *Adaptação do Índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul*. Revista Brasileira de Biologia, vol.58(4): 547-558.
- ARAÚJO, F.G., 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, southeast Brazil. *Environ. Manage.* 32:516-526.
- BASTOS, L. P. & ABILHOA, V. 2004. *A Utilização de um Índice de Integridade Biótica para Avaliação da Qualidade da Água: Um Estudo de Caso para Riachos Urbanos da Bacia Hidrográfica do Rio Belém, Curitiba, Paraná*. Revista de Estudos de Biologia. Vol.26 (55): 33- 44.
- BARRELLA, W. Alterações das comunidades de peixes nas bacias dos rios Tietê e Paranapanema (SP), devido à poluição e ao represamento. 1997. 115 f. Tese (Doutorado em Ciência Biológicas, Área Zoologia) - Instituto de Biociências, UNESP, Rio Claro, 1997.
- BELPAIRE, C., R. SMOLDERS, I. VANDEN AUWEELE, D. ERCKEN, J. BREINE, G. VAN THUYNE & F. OLLEVIER, 2000. An Index of Biotic Integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian waterbodies. *Hydrobiologia* 434: 17–33.
- BERTACO, V.A. & LUCENA, C.A.S. in press. Key for species of *Astyanax* from Laguna dos Patos system.
- CARVALHO, TIAGO PINTO. 2008. Revisão Taxômica das Espécies de *Hisonotus* Eigenmann & Eigenmann (Siluriformes: Loricariidae) da Bacia do Rio Uruguai e Sistema da Laguna dos Patos. Dissertação de Mestrado, PUCRS.
- BOZZETTI, M. & SCHULZ, U.H. 2004. *An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil*. *Hydrobiol.* 529:133-144.
- BUCKUP, P. 1996. Biodiversidade dos peixes da Mata Atlântica. Workshop “Padrões de biodiversidade da mata atlântica do sudeste e sul do Brasil”. Campinas: Fundação André Tosello / Base de dados tropical, 1996. Disponível em <<http://www.bdt.org.br/workshop/mata.atlantica>>.
- CASATTI, L. 2003. Biology of a catfish, *Trichomycterus* sp.(Pisces, Siluriformes), in a pristine stream in the Morro do Diabo State Park, Southeastern Brazil. *Stud. Neotrop.Fauna Environ.* 38:105-110.
- CASATTI, L. 2005. Fish assemblage structure in a first order stream, Southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality and microhabitat diversity. *BiotaNeotrop.* 5(1):<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?article+BN02505012005>
- CASATTI, L., SILVA, A.M., LANGEANI, F. & CASTRO, R.M.C. 2006. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* 66:681-696
- CASTRO, R.M.C & CASATTI, L. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River basin, southeastern Brazil. *Ichthyol. Explor. Freshw.* 7(4):337-352.

CHAVES; M.L.; CHAINHO; P.M; ALMEIDA; P.R.; DOMINGOS; I.M; COSTA J.L & COSTA M.J.. 2000. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA COM RECURSO À CARACTERIZAÇÃO E COMUNIDADES BIOLÓGICAS NAS BACIAS DO VOUGA, MONDEGO E LIS.

CORDEIRO, J.L.P. & HASENACK, H. 2009. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. PROBIO. MMA.

CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), 1992. *Resoluções do CONAMA*, 4ª edição, IBAMA, Brasília, DF, 245 pp.

DAUWALTER, D.C. & JACKSON, J.R., 2004. A provisional fish index of biotic integrity for biotic assessing Ouachita Mountains streams in Arkansas, U.S.A. *Environmental Monitoring and Assessment*, 91: 27-57.

DEEGAN, L.A., FINN, J.T. & BUONACCORSI, J. 1997. *Development and Validation of an Estuarine Biotic Integrity Index*. Estuarine Research Federation. *Estuaries*, vol.20(3):601 – 617.

DRAKE, M.T. & PEREIRA, D.L. 2003. *Development of a fish-based index of biotic integrity for small inland lakes in central Minnesota*. *North American Journal of Fisheries Management*, 22: 1105–1123.

ESTEVES, K.E. & ARANHA, J.M.R. 1999. *Ecologia trófica de peixes de riachos*. In *Ecologia de Peixes de Riachos: Estado Atual e Perspectivas*. (E.P. Caramaschi, R. Mazzoni, C.R.S.F. Bizerril, P.R. Peres-Neto, eds.). *Oecologia Brasiliensis*, v. VI, PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, p. 157-182.

FERNANDES, C., VOLPI, N. M. P., BAUMGARTNER, G. 2007. *Comparação entre um Índice de Integridade Biótica e um Método de Multicritério, para análise da qualidade ambiental de três riachos tributários ao reservatório de Itaipu*. *Revista Eletrônica Sistemas & Gestão*, 2(2): 175 – 195.

FERREIRA, C. P. & CASSATI, L. 2006. *Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes*. *Biota Neotropica* v6 (n3) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn00306032006>. Acesso em 22/08/2007.

FONTANA, C. S.; BENCKE, G. A.; REIS, R. E. (eds.). Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003. 632 p.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL /FEPAM. 1999. *Qualidade das águas do Rio dos Sinos: monitoramento da qualidade de água*. Porto Alegre, 49 p.

GANASAN, V. & HUGHES, R.M. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biol.* 40:367-83.

GORMAN, O. T. & KARR, J. R. 1978. *Habitat structure and stream fish communities*. *Ecology* 59(3):507-515.

GOTELLI, N.J. & COLWELL, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 79-391.

HERING, D., FELD, C.K., MOOG, O. & OFENBÖCK, T., 2006. *Cook book for development of a Multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: experience from the European AQEM and STAR projects and related initiatives*. *Hydrobiologia*, 566: 311 – 324.

HOCUTT, C.H.; JOHNSON, P.N.; HAY, C. & ZYL, B.J. 1994. *Biological basis of water quality assessment: the Kavango River, Namibia*. *Revista Hydrobiologia Tropical* 27(4):361-384.

HUGHENY, B.; CAMARA, S.; SAMOURA, B. & MAGASSOUBA, M. 1996. *Applying an index of biotic integrity based on fish assemblages in a West African River*. *Hydrobiologia* 331:71-78.

HUGHES, R.M.; LARSEN, D.P. & OMERNIK, J.M. 1986. *Regional reference sites: a method for assessing stream potentials*. *Environmental Management* 10:629-635.

HUGHES, R. M. & GAMMON, J. R. ;1987. *Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River, Oregon*. *Transactions of the American Fisheries Society*, 116: 196-209.

HUGHES, R. M. & OBERDORFF, T.; 1998. *Applications of IBI Concepts and Metrics to Waters Outside the United States and Canada*. In: SIMON, T. P. (ed.). *Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities*, CRC Press, Boca Raton: Florida: 79-93.

- HUGHES, R. M. & R. F. NOSS, 1992. *Biological diversity and biological integrity: current concerns for lakes and streams*. Fisheries 17: 11-19.
- HYNES, H.B.N. 1950. The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. J. Anim. Ecol. 19:36-57.
- IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em <<http://www.iucnredlist.org>>
- JARAMILLO-VILLA, U. & CARAMASCHI, E.P., 2008. *Índices de Integridade Biótica usando Peixes de Água Doce*. Oecologia Brasiliensis, 12 (3): 442-462, 2008.
- JAMESON, S.C; ERDMANN, M.V.; KARR, J.R. & POTTS, K.W. 2001. Charting a course toward diagnostic monitoring: A continuing review of coral reef attributes and a research strategy for creating coral reef indexes of biotic integrity. Bulletin of Marine Science, 69 (2): 701–744
- KARR, J.R. & SCHLOSSER, I.J. 1978. Water resources and the land-water interface. Science 201:229-234.
- KARR, J. R., 1981. *Assessment of biotic integrity using fish communities*. Fisheries, 6 (6): 21-27.
- KARR, J.R. & DUDLEY, D.R. 1981. *Ecological perspective on water quality goals*. Environmental Management, 11: 249 – 256.
- KARR, J. R.; FAUSCH, K. D.; ANGERMEIER, P. L.; YANT, P. R. & SCHLOSSER, I. J. 1986. *Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale*. Illinois Natural History Survey Special Publication, 5: 1-28.
- KARR, J. R., 1991. *Biological integrity: a long neglected aspect of water resource management*. Ecological Applications, 1:66-84.
- KARR, J. R.; ALLAN, D. & BENKE, A. C., 2000. *River conservation in the United States and Canada: Science, Policy, and Practice*. In: P. J. Boon, B. R. Davis and G. E. Petts, (eds.). *Perspectives on River Conservation: Science, Policy, and Practice*. John Wiley. Chichester: Global. 35 pp.
- KARR, J.R. & CHU, E.W. 1999. *Restoring life in running waters: better biological monitoring*. Island Press, Washington DC.
- KAMDEM TOHAM, A. & G. G. TEUGELS, 1999. First data on an index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system. Hydrobiologia 397: 29–38.
- KESMINAS, V. & T. VIRBICKAS, 2000. Application of an adapted index of biotic integrity to rivers of Lithuania. In Jungwirth, M., S. Muhar & S. Schmutz (eds), *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands: 257–270. Reprinted from Hydrobiologia 422.
- LYDY M.J., STRONG A.J. AND SIMON T.P. 2000. Development of an Index of Biotic Integrity for the Little Arkansas River Basin, Kansas. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 39: 523–530.
- LYONS, J., NAVARRO-PEREZ, S., COCHRAN, P.A., SANTANA, E. & GUZMÁN-ARROYO, M. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central México. Conserv. Biol. 9:569-584
- LYONS, J.; GUTIÉRREZ-HERNANDÉZ, A.; DIAZ-PARDO, E.; SOTO-GALERA, E.; MEDINA-NAVA, M.; PINEDA-LÓPEZ, R., 2000. *Development of preliminary Index of Integrity Biotic (IBI) based on fishes assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of Central Mexico*. Hydrobiologia, 418: 57-72.
- MARCIANO, F.T., CHAUDHRY, F.H. & RIBEIRO, M.C.L. de B., 2004. Evaluation, of the index of biotic Integrity based on stream fish communities; considerations in sampling and interpretation. North American Journal of Fisheries Management, 6: 418 – 429.

- MARTIN-SMITH, K. M. 1998. Relationships between fishes and habitat in rainforest streams in Sabah, Malaysia. *Journal of Fish Biology*, 52: 458-482.
- MEADOR, M.P., HUPP, C.R., CUFFNEY, T.F., & GURTZ, M.E. 2003 Methods of characterizing stream habitat as part of the national water quality assessment program. US Geological survey Open-file Report 93-408. 48p.
- METCALFE, J. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate community: history and present status in Europe *Environmental Pollution*, 60: 101-139.
- OLIVEIRA, R.B.S.; CASTRO C.M. & BAPTISTA, D. F., 2008. *Desenvolvimento de Índices Multimétricos para Utilização em Programas de Monitoramento Biológica da Integridade de Ecossistemas Aquáticos*. *Oecol.Bras.*, 12(3): 487 – 505.
- OBERDORFF, T., & HUGHES, R.M., 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia*: 228: 117-130.
- OBERDORFF, T., D. PONT, B. HUGUENY & J. P. PORCHER, 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of rivers 'health' in France. *Freshwater Biology* 47: 1720–1735.
- POFF N.L. AND WARD J.V. 1990. Physical habitat template of lotic systems: Recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental Management* 14:629–645.
- PINTO, B. C. T., F. G. ARAUJO & R. M. HUGHES, 2006. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia* 556: 69–83.
- PUENTE, A.; JUANES, J.A.; GARCIA, A.; ALVAREZ, C.; REVILLA, J.A. & CARRANZA, I. 2008. *Ecological assessment of soft bottom benthic communities in northern Spanish estuaries*. *Ecological*
- REIS, R. E.; KULLANDER, S. O. & FERRARIS JR., C. J. 2003. *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. Porto Alegre, EDIPUCRS. 742p.
- RIO GRANDE DO SUL. Espécies da fauna ameaçadas de extinção no Estado do Rio Grande do Sul. Decreto Nº 41.672, de 11 de Junho de 2002.
- SILVEIRA, MARIANA PINHEIRO. Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 36: Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios / Mariana Pinheiro Silveira.-- Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 68p..
- SMITH, W.S., BARRELA, W. & CETRA, M. 1997. *Comunidade de peixes como indicadora de poluição ambiental*. *Rev. Bras. Ecol.* 1(1):67-71.
- SPAETH, J.P., 2006. *Fish community assessment of White Oak Creek, Brown/Higland County, Ohio*. <http://brownswcd.org/documents/White%20Oak%20Assessment%20-%20Fish%20Survey.pdf>
- SPRINGE, G., SANDIN, L., BRIEDE, A., & SKUJA, A. 2006. *Biological quality metrics: their variability and appropriate scale for assessing streams*. *Hydrobiologia*, 566: 153 – 172.
- STRAHLER, A. N. 1964. Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. Pp. 39-76. In: Chow, V. T. (Ed.). *Handbook of applied hydrology*. New York, McGraw-Hill, 572p.
- TEJERINA-GARRO, F. L., M. MALDONADO, C. IBANˆEZ, D. PONT, N.ROSET & T. OBERDORFF, 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology: An International Journal* 48: 91–108.
- TERRA, B. de F.; TEIXEIRA, T.P.; ESTILIANO, E.O.; GRACIA, D.; PINTO, B.C.T. & ARAÚJO, F.G. de. 2005. *Utilização do índice de integridade biótica para caracterização da qualidade ambiental do Rio Paraíba do Sul e confirmação com uso e ocupação do solo por geoprocessamento*. *Revista Universidade Rural: Série Ciências da Vida, Seropédica, RJ: EDUR*, 25(2): 85-92.
- TEIXEIRA, T. P.; TERRA, B. de F.; ESTILIANO, E. O.; GRACIA, D.; PINTO, B. C. T. e ARAÚJO, F. G. de. Distribuição da ictiofauna em locais impactados no rio Paraíba do Sul. *Revista Universidade Rural: Série Ciências da Vida, Seropédica, RJ: EDUR*, v. 24, n.2, p. 167-174, jul.-dez., 2004.

TOHAM A.K. & TEUGELS, G.G, 1999. First data on an Index of Biotic Integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system. *Hydrobiologia* 397: 29–38, 1999

U.S.E.P.A., 1985. National primary drinking water regulations: Synthetic organic chemicals, inorganic chemicals, and microorganisms. Proposed Rule. Federal Registrar 50: 46935–47022.

USEPA. U.S. 1987. Environmental Protection Agency: 1987, *Quality Criteria for Water*, EPA Publication 440/5-86-001, U.S. Govt. Prin. Office, Washington, DC.

VANOTTE, R.L., MINSCHALL, G.W.; COMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E.; 1980. The River continuum concept. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 37: 130 -137.

VIEIRA, D. B. & SHIBATTA O. A., 2007. *Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil*. *Biota Neotropica* v7 (n1) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n1/pt/abstract?article+bn01407012007>

WARD, J. V., U. TOCKNER, U. UEHLINGER & F. MALARD, 2001. Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. *Regulated Rivers: Research and Management* 17: 311–323.

WOOTON, R.J. 1990. *Fish and fisheries series 1: ecology of teleost fishes*. Chapman and Hall, Nova Iorque.

<http://www.fepam.rs.gov.br>

<http://www.mma.gov.br>

<http://www.fishbase.org>> Acesso em 2010.