

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CÂMPUS LONDRINA
CURSO DE BACHARELADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

KHAMILA TONDINELLI SOUZA CRUZ

**PADRÕES DE DIVERSIDADE BETA DE ASSEMBLEIAS DE PEIXES
EM RIBEIRÕES SUBMETIDOS A DIFERENTES GRAUS DE
CONSERVAÇÃO**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**LONDRINA-PR
FEVEREIRO DE 2014**

KHAMILA TONDINELLI SOUZA CRUZ

**PADRÕES DE DIVERSIDADE BETA DE ASSEMBLEIAS DE PEIXES
EM RIBEIRÕES SUBMETIDOS A DIFERENTES GRAUS DE
CONSERVAÇÃO**

Monografia apresentada como Trabalho de Conclusão de Curso, do Curso de Bacharelado em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina.

Orientador: Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira.

**LONDRINA-PR
FEVEREIRO DE 2014**



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Londrina



Coordenação de Engenharia Ambiental

TERMO DE APROVAÇÃO

**PADRÕES DE DIVERSIDADE BETA DE ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM RIBEIRÕES
SUBMETIDOS A DIFERENTES GRAUS DE CONSERVAÇÃO**

por

KHAMILA TONDINELLI SOUZA CRUZ

Este Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) foi apresentado em 28 de fevereiro de 2014 como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

Prof.^a Dr.^a Patrícia Carneiro Lobo Faria
(UTFPR – Câmpus Londrina)

Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi
(UTFPR – Câmpus Londrina)

Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira
Orientador

Prof.^a Dr.^a. Joseane Debora Peruço Theodoro
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

A Folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Curso.

À minha mãe por tornar tudo possível...

AGRADECIMENTOS

É difícil conseguir em forma de palavras, expressar minha gratidão pelas pessoas que me ajudaram de forma direta ou indireta, no entanto quero tentar registrar meus sinceros agradecimentos a todos aqueles que de alguma maneira colaboraram para a elaboração deste trabalho. Desde já peço desculpa se a caso me esquecer de alguém, mas declaro minha gratidão a todos aqueles que me auxiliaram no cumprimento desta etapa.

Primeiramente agradeço a Deus pela vida, pelo seu amor, e sua presença em todos os dias da minha vida e por ter me concedido perseverança e força nos momentos de dificuldade, sem Ele eu nada sou.

A minha família pelo apoio cotidiano, pela compreensão e por tentarem amenizar os momentos de tensão. Em especial a minha mãe, Maria Ozana, minha eterna guerreira, meu exemplo, minha força, minha melhor amiga, minha companheira, o motivo pelo qual eu quero ser melhor a cada dia. Agradeço-a por todos os ensinamentos, por me fazer apaixonar pela biologia, por toda a paciência, pelas orações, por me manter firme quando me faltaram forças para continuar, por me fazer acreditar quando eu já não tinha mais fé, pelo seu carinho e seu abraço aconchegante. Obrigada por tudo mãe, tudo que eu sou e conquistei foi graças a você.

Aos meus irmãos, Nathália e Filipe, por serem meus exemplos de fé e força. Pelas alegrias que me proporcionaram em minha vida toda, pela infância, pelas nossas histórias, pelo cuidado e carinho, por toda a torcida, por serem minha essência, por me guiarem quando eu me perco pelo caminho, por todo o amor e amizade. Vocês são meu passado, meu presente e meu futuro. A vocês toda minha admiração e meu respeito.

Minha madraستا e amiga, Solange, por me ajudar sempre que eu precisei, pelos conselhos, pelas conversas intermináveis e pelo entendimento nos dias de reclamações. Ao meu pai, Gilmar, pela sua torcida silenciosa e por me compreender quando não pude cumprir com algumas das minhas obrigações.

Aos meus amigos que marcaram minha graduação e tornaram-na especial, pelas alegrias e por entenderem a minha ausência: Ana Carolina Jacobs, Erika

Ivanagava, Fernanda Nasser, Junio Luiz, Lucas Figueiredo, Márcia Rodrigues, Nariane Bernardo, Noelle Salsa. Em especial à Mayra Curti por partilhar os dias de desespero, à Lívia Buono por compartilhar seu conhecimento, a Fernanda Mangili e ao Lucas Maroubo pelo grande auxílio na finalização desse trabalho, pela “paciência infinita” diante das minhas solicitações de ajuda, por terem sido muito queridos nos meus momentos de desespero e por serem amigos para todas as horas.

À toda a equipe do Projeto de Pesquisa: "Padrões de estrutura da assembleia de peixes em riachos submetidos a diferentes graus de conservação", em especial à Nathalia Trevisan, ao Cristian Marcucci e ao Bruno Gambarotto pela paciência e por sempre estarem dispostos a me ajudar.

À Solana Boschilia pelas discussões construtivas sobre o tema.

Agradeço também a banca pela disponibilidade e atenção dada ao longo do desenvolvimento e execução do projeto e trabalho final de conclusão de curso. E em especial à professora Dra. Patrícia Faria por compartilhar seus conhecimentos e por se mostrar disposta a ajudar.

E um agradecimento especial ao meu orientador professor Dr. Edson Fontes de Oliveira, por dividir seus conhecimentos, pela colaboração, paciência, e companheirismo durante o desenvolvimento do trabalho.

Faltam-me as palavras para agradecer a todos os que colaboram na realização do trabalho e no enriquecimento da minha formação profissional e pessoal. Finalizo citando a autora Clarice Lispector: “Ela acreditava em anjo e, porque acreditava, eles existiam” (A Hora da Estrela). A todos vocês, os anjos que encontrei pelo caminho, meu muito obrigada!

**“A não ser que você entenda a técnica, você não
poderá julgar inteligentemente os resultados”**

(Pielou,1984)

RESUMO

CRUZ, K. T. S. **Avaliação dos Padrões de Diversidade Beta de Assembleias de Peixes em Ribeirões Submetidos a Diferentes Graus de Conservação.** 2014. 95 f. Monografia (Graduação) – Curso Superior em Bacharelado de Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014.

A partir da estimativa e análise da diversidade β (diferenças na composição de espécies entre habitats) é possível identificar e relacionar os processos que atuam em múltiplas escalas espaciais e temporais na determinação da distribuição das espécies. Dessa forma, essa abordagem analítica se revela de grande importância para a compreensão dos mecanismos estruturadores dessas comunidades, bem como fornecendo subsídios que permita reconhecer e prever o impacto da influência antrópica sobre esses ecossistemas. O objetivo deste trabalho foi avaliar a variação na composição e diversidade das assembleias de peixes (diversidade beta) ao longo de ribeirões submetidos a diferentes graus de conservação (bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil). A partir de coletas trimestrais (março, junho, setembro e dezembro) foram analisadas as informações das assembleias de peixes e parâmetros limnológicos de três bacias que cortam o município de Londrina (PR) no sentido noroeste-sudoeste em direção ao rio Tibagi (Cambé, Cafezal e Taquara), durante o ano de 2013. Dois modelos de diversidade β foram aplicados: β_1 baseado na riqueza média das espécies e β_2 calculado a partir da riqueza máxima. Duas escalas espaciais foram estudadas: nas estações de coletas e entre as estações de coleta em cada um dos ribeirões estudados ao longo do ano de 2013. O índice β_1 permaneceu acima do β_2 ao longo do ano de 2013 em todos os casos apresentados, indicando maiores valores de espécies compartilhadas e menor ganho e perda de espécies (*turnover*) nas coletas. Dentre os ribeirões, o Taquara foi o que apresentou maior heterogeneidade na estrutura da assembleia ao longo do gradiente longitudinal, em função das mudanças menos intensas expressas pelos valores de β_1 e β_2 ao longo do espaço e do tempo, revelando-se mais equilibrado do ponto de vista a estrutura da assembleia. Os ribeirões Cambé e Cafezal apresentaram respostas similares às pressões ambientais, refletindo maior homogeneização dos parâmetros ambientais e a consequente dominância elevada de espécies oportunistas, o que culminou em maior desestruturação das assembleias ao longo do gradiente espaço-temporal. Pode-se concluir que os três ribeirões analisados percorrem diferentes extensões dentro do município de Londrina, apresentando alterações em suas características fisionômicas e limnológicas ao longo dos seus cursos, as quais tendem a promover variação da estrutura da assembleia de peixes. Os padrões de diversidade β encontrados ao longo do gradiente longitudinal foram diferentes entre os ribeirões.

Palavras-chave: Diversidade β . *Turnover*. Estrutura de assembleia de peixes. Impactos antrópicos.

ABSTRACT

CRUZ, K. T. S. **Evaluation of Beta Diversity Patterns of Fish Assemblages at Streams Submitted to Different Degrees of Conservation.** 2014. 95 f. Monograph (Undergraduation) – Bachelor's Degree in Environmental Engineering. Federal Technological University of Paraná, Londrina, 2014.

Through the estimation and analysis of the β diversity (differences in species composition between habitats), it is possible to identify and relate the processes operating at multiple spatial and temporal scales in the determination of the species distribution. Thus, this analytical approach proves its great importance for the understanding of the structural mechanisms of these communities, as well as providing support in recognizing and predicting the impact of anthropic influence on these ecosystems. The objective of this study was to evaluate the variation in the composition and diversity of fish assemblages (beta diversity) along streams subjected to different degrees of conservation (Tibagi river watershed, Paraná, Brazil). Through quarterly collections (March, June, September and December) were analyzed the information of the assemblages of fish and limnological parameters of the three watersheds that cross the municipality of Londrina (PR) in the northwest-southeast sense, toward the Tibagi river (Cambé, Cafezal and Taquara), during the year of 2013. Two models of β diversity were applied: β_1 based on the average species richness and β_2 calculated from the maximum richness. Two spatial scales were studied: in the collection stations and between the collection stations in each of the streams studied throughout the year of 2013. The patterns of β diversity found along the longitudinal gradient were different between the streams. The β_1 index remained above the β_2 during the year of 2013 in all the cases presented, indicating higher values of shared species and lower gains and losses of species (turnover) in the collections. Among the streams, the Taquara showed the greater heterogeneity in the structure of the assemblage along the longitudinal gradient, due to less intense changes expressed by the values of β_1 and β_2 over the space and the time, revealing itself more balanced in the point of view of the assemblage structure. The Cambé and Cafezal streams showed similar responses to environmental pressures, reflecting greater homogenization of the environmental parameters and the consequent high dominance of opportunistic species, which resulted in greater disruption of assemblages along the space-time gradient. It was possible to conclude that the three streams analyzed travel different extents within the city of Londrina, showing alterations in their physiognomic and limnological characteristics along their courses, which tend to promote variation in the structure of the fish assemblage.

Keywords: β diversity. Turnover. Fish assemblage structure. Anthropic impacts.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Relação entre o tamanho do riacho e as progressivas mudanças nos atributos funcionais e estruturais das comunidades lóticás.....	35
Figura 2 - Localização geográfica das bacias hidrográficas e estações de coleta das assembleias de peixes dos Ribeirões Cambé, Cafezal e Taquara, Município de Londrina, PR no ano de 2013.....	46
Figura 3 - Estações de amostragem do Ribeirão Cafezal: A) Estação 1; B) Estação 2; C) Estação 3.....	47
Figura 4 - Estações de amostragem do Ribeirão Cambé: A) Estação 1; B) Estação 2; C) Estação 3.....	48
Figura 5 - Estações de amostragem do Ribeirão Taquara: A) Estação 1; B) Estação 2; C) Estação 3.....	48
Figura 6 - Estação de amostragem cercada com rede de espera.....	50
Figura 7 - Coleta de peixes manual realizada em 2013.....	50
Figura 8 - Exemplares das coletados fixados em formol 10%, preservados no Laboratório de Ecologia Teórica e Aplicada da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina.....	51
Figura 9 - Espécies exóticas presentes nas coletas dos ribeirões estudados no ano de 2013. A) <i>Poecilia reticulata</i> ; B) <i>Tilapia rendalli</i>	58
Figura 10 - Condutividade elétrica nos ribeirões estudados (Cafezal, Cambé e Taquara), no ano de 2013.....	61
Figura 11 - Valores de diversidade beta (β_1 e β_2) ao longo dos ribeirões no ano de 2013. A) Ribeirão Cafezal; B) Ribeirão Cambé, e C) Ribeirão Taquara.....	63
Figura 12 - Valores de diversidade beta (β_1 e β_2) para os Ribeirões Cafezal, Cambé e Taquara no ano de 2013.....	71
Figura 13 - Equações de regressão dos parâmetros limnológicos e medidas de diversidade β que apresentaram correlações de Pearson significativas. A) condutividade x oxigênio dissolvido; B) condutividade elétrica x pH; C) β_1 x β_2	74
Figura 14 - Escores da análise de componentes principais para as estações de coleta a partir da matriz de correlação dos parâmetros limnológicos estimados nos três ribeirões estudados.....	77

Figura 15 - Escores da análise de componentes principais para as estações de coleta a partir da matriz de correlação das medidas diversidade β calculadas nos três ribeirões estudados.....78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Relação e abundância de espécies coletadas nos Ribeirões Cafezal, Cambé e Taquara em 2013, bacia do rio Tibagi.....	56
Tabela 2 - Riqueza de espécies e abundância da assembleia de peixes capturada no ano de 2013 nos ribeirões estudados.....	58
Tabela 3 - Número de espécies de peixes compartilhadas entre os pares de ribeirões, capturadas no ano de 2013.....	60
Tabela 4 – Parâmetros limnológicos nas estações de amostragem ano de 2013.....	62
Tabela 5 - Riquezas médias e máximas das estações de amostragem durante as quatro coletas realizadas nos três ribeirões estudados no ano de 2013	65
Tabela 6 - Valores dos índices de diversidade beta β_1 e β_2 entre as estações de coletas ao longo dos Ribeirões Cafezal, Cambé e Taquara no ano de 2013.....	66
Tabela 7 - Diversidade β entre os Ribeirões estudados (Cafezal, Cambé, Taquara) no ano de 2013.....	72
Tabela 8 - Análise de correlação de Pearson entre os parâmetros limnológicos analisados no presente trabalho e as medidas de diversidade β_1 e β_2 propostas por Harrison, Ross e Lawton (1992).....	73
Tabela 9 - Resultado da análise de componentes principais (PCA) aplicada sobre a matriz de correlação para os dados limnológicos dos três ribeirões estudados.	75
Tabela 10 - Resultado da análise de componentes principais (PCA) aplicada sobre a matriz de variância e covariância para as medidas de β_1 e β_2 das estações de coleta dos três ribeirões estudados.....	77

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Categorias de níveis e diferenciação de diversidade em relação à escala de investigação (segundo Whittaker, 1972).	20
Quadro 2 - Unificação da terminologia para as escalas de diversidade, como proposto por Gray (2000).	22
Quadro 3 - Coordenadas e características físicas das estações de amostragem do ano de 2013	49

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	15
2 OBJETIVOS.....	17
2.1 OBJETIVO GERAL.....	17
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
3 HIPÓTESE.....	18
4 REFERENCIAL TEÓRICO.....	19
4.1 ESCALAS DE DIVERSIDADE.....	19
4.2 DIVERSIDADE BETA (β).....	23
4.3 AMBIENTES LÓTICOS.....	31
4.3.1 Estrutura da Assembleia de Peixes de Sistemas Lóticos.....	39
5 METODOLOGIA.....	43
5.1 ÁREA DE ESTUDO.....	43
5.2 AMOSTRAGEM.....	46
5.3 COLETA.....	49
5.4 PARÂMETROS DE MONITORAMENTO E ANÁLISE.....	51
5.4.1 Parâmetros Ecológicos das Comunidades.....	51
5.4.2 Parâmetros Limnológicos.....	53
5.5 ANÁLISES DE DADOS.....	54
6 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	56
6.1 CARACTERIZAÇÃO GERAL DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES.....	56
6.2 CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DOS RIBEIRÕES ESTUDADOS.....	60
6.3 PADRÕES DE DIVERSIDADE β AO LONGO DO GRADIENTE LONGITUDINAL DE RIBEIRÕES DE 1ª ORDEM.....	62
6.4 PADRÕES REGIONAIS DE DIVERSIDADE BETA DE TRECHOS SUPERIORES DE RIBEIRÕES DE 1º ORDEM.....	70
6.5 CORRELAÇÕES COM OS PADRÕES DE DIVERSIDADE BETA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES.....	73
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	79
8 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	82
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	83

1 INTRODUÇÃO

O meio ambiente tem sofrido intensas modificações antrópicas devido à exploração dos recursos naturais, atrelado ao crescimento desordenado das cidades, interferindo significativamente no equilíbrio dos ecossistemas naturais.

Os processos industriais e as atividades desenvolvidas diariamente pelos seres humanos têm aumentado a geração de resíduos, de efluentes e as emissões atmosféricas. Além disso, parte das construções civis e dos empreendimentos imobiliários tem sido proposta sem planejamento adequado, promovendo mau uso e ocupação do solo urbano (OLIVEIRA, 2003, MATTOS; VIERA, 2011; THOMASI et al., 2011). Dessa forma, ecossistemas localizados nos centros urbanos tendem a ser intensamente afetados pelas ações antrópicas.

Áreas urbanas são comumente recortadas por riachos, rios e lagos, os quais estão dentre os ambientes mais afetados pela degradação provocada pelas intervenções humanas. Segundo Malmqvist e Rundle (2002), o ecossistema aquático reage de diferentes formas aos impactos externos. Em lagos os impactos tendem a ocorrer de maneira mais agressiva, pois apresentam baixa taxa de troca de água e maior potencial de acumulação de toxinas no sedimento. Por outro lado, qualquer atividade impactante na bacia tem o potencial de causar alteração ambiental nos rios devido a sua dinâmica, geralmente exercendo efeitos significativos à jusante da fonte poluidora. Essas influências externas facilmente são sentidas pela biota desses ecossistemas, e muitas vezes, como consequência interferem nos padrões de distribuição das espécies, como também na diversidade existentes nessas regiões.

Dessa forma, conhecer a estrutura e dinâmica das comunidades, a partir da verificação da diversidade de espécies presentes em um ambiente, possibilita a compreensão dos processos que governam o funcionamento dos ecossistemas fluviais, permitindo nortear o planejamento de projetos que possam minimizar os efeitos antrópicos sobre estes ambientes aquáticos.

A diversidade de espécies em um ambiente podem ser separados em três componentes: o número de espécies presentes em cada ambiente que compõe a região (diversidade alfa ou local), o quão diferentes são as composições de espécies

de um ambiente para o outro (diversidade beta ou regional), e o número de espécies na região como um todo (diversidade gama) (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009).

A partir da mensuração e análise da diversidade β é possível identificar e relacionar os processos que atuam em múltiplas escalas espaciais e temporais na determinação das alterações na ocorrência de espécies no espaço e ao longo do tempo, sendo de grande importância para a compreensão dos mecanismos estruturadores dessas comunidades e para fornecer subsídios para prever o impacto da influência antrópica sobre esses ecossistemas. Assim a estrutura das assembleias de peixes pode ser utilizada a fim de avaliar os impactos sobre os ambientes em que estão inseridas, uma vez que são bons indicadores de diversos efeitos a médio e longo prazos.

A região central de Londrina é recortada por riachos, os quais, segundo diversos estudos, têm revelado forte intervenção da urbanização. A perspectiva atual desses riachos é de regiões com margens sem vegetação e, conseqüentemente, com alta probabilidade de apresentarem leitos assoreados em razão do escoamento superficial, além do lançamento de esgoto clandestino e disposição de resíduos.

Desse modo, essas áreas podem ser utilizadas como modelos para testar a hipótese de que o grau de conservação ambiental do ecossistema aquático afeta diretamente os padrões espaciais e temporais da diversidade beta, a partir das alterações bióticas e abióticas verificadas ao longo desses ambientes.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a variação na composição e diversidade das assembleias de peixes (diversidade beta) ao longo de ribeirões submetidos a diferentes graus de conservação na bacia do rio Tlbagi (Paraná, Brasil).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos deste estudo foram:

- Caracterizar física e limnologicamente os ribeirões estudados (condutividade, oxigênio dissolvido, pH, temperatura e turbidez);
- Analisar a variação temporal e espacial na composição e diversidade (diversidade beta) de espécies de peixes ao longo dos gradientes longitudinais dos ribeirões avaliados;
- Avaliar os padrões de diversidade beta entre os diferentes ribeirões analisados;

3 HIPÓTESE

O presente estudo testou a hipótese de que ribeirões submetidos a diferentes condições de conservação ambiental tendem a apresentar diferenças no padrão de distribuição (diversidade beta) e de substituição de espécies (*turnover*) ao longo do gradiente longitudinal. Os ribeirões mais conservados tenderão a apresentar maior heterogeneidade dos fatores físicos, químicos e biológicos ao longo do seu gradiente longitudinal, assim como menor interferência antrópica, o que tende a promover maior diversidade beta no espaço e no tempo. Por outro lado, os ribeirões menos conservados tendem a apresentar maior homogeneidade ambiental e estrutural, em decorrência dos impactos sobre as margens e vegetação ciliar (p.e., desmatamento, erosão) e no próprio canal do sistema fluvial (p.e., assoreamento e poluição química).

4 REFERENCIAL TEÓRICO

4.1 ESCALAS DE DIVERSIDADE

Várias medidas da diversidade de espécies entre as comunidades têm sido propostas, especialmente para padrões de riqueza de espécies ao longo gradientes ambientais (WHITTAKER, 1960, 1972, MacARTHUR; WILSON, 1965, ALLAN, 1975, ROUTLEDGE, 1977, WILSON; MOHLER, 1983, WILSON; SHMIDA, 1984, MAGURRAN, 1988).

Em uma perspectiva mais ampla, Whittaker (1960) notou que, considerando várias assembleias, a diversidade tende a aumentar à medida que a semelhança na composição de espécies diminui. Diante disso ele estabeleceu a distinção entre a diversidade alfa (α) e beta (β). O autor considerou a diversidade α e β como componentes da diversidade gama (γ), sendo pioneira na divisão e conceituação dessas diferentes escalas da diversidade biológica.

Whittaker (1960) apresentou como sendo diversidade α , a diversidade dentro do habitat ou intracomunitária, β definida como a medida da mudança na composição de espécies ao longo de transectos ou através de gradientes ambientais, e γ como a diversidade de uma paisagem inteira. Esse conceito de diversidade β proposto pode ser aplicado para configurações espaciais e unidades de amostragem, o qual também pode ser usado para examinar as alterações da diversidade ao longo do tempo (MAGURRAN, 2004).

Esses índices de diversidades dependem da escala das amostras utilizadas, ou seja, um aumento no tamanho da amostra em relação aos limites da área de trabalho, normalmente resulta em um aumento da diversidade α , quando se utiliza medidas ponderadas pela riqueza de espécies para o cálculo da diversidade. A diversidade β também pode variar de acordo com escala, mesmo quando é medida aparentemente independente da riqueza de espécies (MAGURRAN, 2004). Pensando nessa questão e com intuito de facilitar o entendimento dos vários tipos de diversidades, Whittaker (1972) elaborou uma hierarquia das escalas (Quadro 1), na qual as diferenciam em níveis de diversidade.

Escala	Nível de Diversidade	Diferenciação de Diversidade
Dentro da amostra	Diversidade ponto	
Entre a amostra, dentro de habitat		Padrão de diversidade
Dentro do habitat	Diversidade α	
Entre habitats, dentro da paisagem		Diversidade β
Dentro da paisagem	Diversidade γ	
Entres as paisagens		Diversidade δ
Dentro da província biogeográfica	Diversidade ϵ	

**Quadro 1 - Categorias de níveis e diferenciação de diversidade em relação à escala de investigação (segundo Whittaker, 1972).
Fonte: Magurran (2004, p. 164).**

De acordo com essa hierarquia, considera-se como diversidade ponto, a diversidade de uma única amostra, α como a diversidade de um conjunto de amostras (ou diversidade dentro do habitat), a diversidade γ representa a diversidade da paisagem e diversidade épsilon (ϵ) a diversidade de uma província biogeográfica. Em quanto que o padrão de diversidade descreve a variação da diversidade das amostras (ponto de diversidade) tomadas dentro de um habitat relativamente homogêneo (ou área de diversidade α). β diversidade é uma medida da diversidade entre-habitats, enquanto a diversidade δ é definida como a mudança na composição de espécies (e abundância) que ocorre entre as unidades de diversidade γ dentro de uma área de ϵ (WHITTAKER, 1972).

Embora o esquema apresentado por Whittaker (1972) seja eficaz e muito utilizado em diversos estudos, há algumas inconsistências consideráveis na forma como ele é aplicado pelos autores (MAGURRAN, 2004). A terminologia diversidade ponto foi utilizada por Rosenzweig (1995) para se referir aquilo que trata o termo diversidade α definido por Whittaker (1972), por outro lado Lande (1996) refere-se à diversidade α como a diversidade dentro da comunidade, β como sendo a diversidade entre as comunidades, e γ como a soma das duas (diversidade total). Outra questão que restringe o esquema proposto por Whittaker (1972) é quanto à dificuldade de utilizar a mesma terminologia tanto para ambientes terrestres quanto para os ambientes marinhos (Steele, 1985), em virtude das diversas diferenças entre

os dois e também pelo fato de ser mais fácil o reconhecimento de uma paisagem no ambiente terrestre do que no marinho (Gray, 2000).

Também há certas discordâncias sobre as escalas de diversidade que devem ser adotadas. Os autores Pielou (1984) e Loreau (2000) prevêm a diversidade α como propriedade de comunidade, no entanto, há um debate considerável sobre o que exatamente constitui uma comunidade (FAUTH et al., 1996). Magurran (1988) equipara a diversidade α com a diversidade dentro do habitat, pois embora a autora acredite que o delineamento de um habitat não é algo tão fácil, ela considera que os habitats são identificados com base nas suas características físicas e, geralmente, têm limites reconhecíveis.

Com relação à diversidade γ também existe algumas imprecisões, pois embora se reconheça que ela seja mais heterogênea, e ocorra em uma escala maior do que a diversidade α , não há consenso sobre o quanto de uma paisagem ou região está realmente envolvido (MAGURRAN, 2004).

Dessa forma, diante de toda essa variedade de opiniões em relação à utilização dessas escalas de diversidades, Gray (2000) propôs uma unificação para as terminologias, em quatro escalas no contexto da riqueza de espécies: Ponto de riqueza de espécies, amostra de riqueza de espécies, área extensa de riqueza de espécies, e província biogeográficas de riqueza de espécies. Essas escalas distinguem-se de riqueza de espécies de habitat e riqueza de espécies de assembleia, pois nem habitats nem assembleias se encaixam perfeitamente em uma progressão lógica com o aumento da escala (MAGURRAN, 2004).

Gray (2000) recomendou, assim como os autores Clarke e Lidgard (2000), que seja utilizado o termo *turnover* ao invés de diversidade β , visto que a diversidade β não é considerada numa escala de diversidade por esses autores (Quadro 2). Em geral, a confusão é que o *turnover* é frequentemente assumido para se referir à variação temporal na composição e diversidade de espécies, enquanto que a diversidade β é quase sempre aplicada a padrões espaciais. Segundo Baselga (2010), β pode ser melhor definida como o grau de dissimilaridade existente (diferenças em termos de espécies presentes) entre as comunidades de dois sítios distintos.

Escala de riqueza de espécies	
Riqueza de espécies de ponto (SR _P)	A riqueza de espécies de uma única unidade de amostragem
Riqueza de espécies de amostra (SR _S)	A riqueza de espécies de número de unidades de amostragem de um local de uma área definida
Riqueza de espécies de grande área (SR _L)	A riqueza de espécies de uma grande área que inclui uma variedade de riqueza de habitats e assembleias
Riqueza de espécies província biogeográfica (SR _B)	A riqueza de espécies de uma província biogeográfica
Tipo de riqueza de espécies	
Riqueza de espécies de habitat (SR _H)	A riqueza de espécies de um habitat definido
Riqueza de espécies de assembleia (SR _A)	A riqueza de espécies de uma assembleia definida

Quadro 2 - Unificação da terminologia para as escalas de diversidade, como proposto por Gray (2000).

Fonte: Magurran (2004, p. 165).

Lande (1996) considerou que a diversidade total de espécies em um conjunto agrupado de comunidades pode ser dividida em componentes aditivos dentro e entre as comunidades, de modo que a diversidade total e suas componentes têm as mesmas unidades e podem ser comparadas diretamente. Dessa forma ele sugere a seguinte equação:

$$D_T = D_{\text{among}} + D$$

$$D_T = D_{\text{among}} + \bar{D}_{\text{within}}$$

(1)

Onde $\bar{D}_{\text{within}} = \sum (q_j D_j)$

D_j = diversidade dentro da comunidade j ; e q_j = peso proporcional da assemblage j com base em seu tamanho da amostra ou importância.

Sendo que D_T equivale à diversidade γ , e as componentes \bar{D}_{within} e D_{among} equivalem à diversidade α e β respectivamente (MAGURRAN, 2004).

A abordagem de Lande (1996), na qual o valor médio da diversidade α é adicionado à diversidade β para produzir diversidade γ , contrasta com o método proposto por Whittaker (1960), no qual a diversidade α e β são multiplicadas. No entanto, a vantagem do método de partição de Lande (1996) é poder ser aplicado

em diferentes escalas, além de apresentar contribuições relativas α e β para a diversidade claramente identificadas (MAGURRAN, 2004).

Para as diferentes paisagens, quando são usados protocolos de amostragem idênticos, torna-se possível fazer descobertas a respeito da contribuição relativa das diversidades α e β para γ (MAGURRAN, 2004).

4.2 DIVERSIDADE BETA (β)

Como apresentado no item 5.1, a diversidade β representa a diferença na composição de espécies entre um habitat e outro, a qual pode refletir dois processos distintos: substituição (*turnover*) e aninhamento (*nestedness*) (HARRISON; ROSS; LAWTON, 1992, BASELGA, 2010).

O conceito de substituição é a base da *teoria da biogeografia de ilhas* de MacArthur e Wilson (1967), pela qual os autores não só apresentam as características da variação da diversidade em ilhas, como também abordam o evento de uma renovação de espécie, responsável pela colonização e extinção de espécies. *Turnover* é definido como "o número de espécies eliminadas e substituídas por unidade de tempo" (MacARTHUR e WILSON 1967) e pode ser estimado com dados de abundância ou de presença/ausência em amostras considerando um único gradiente (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009, p. 365).

O modelo de MacArthur e Wilson representa a taxa de extinção como uma função do tamanho da ilha e a colonização como uma função de isolamento das ilhas, a interação dessas duas taxas independentes e opostas determina o equilíbrio entre o número de espécies e a taxa de substituição. Todavia, alguns eventos podem afetar o ponto de equilíbrio, como as condições físicas, a variedade de recursos, os predadores, a variabilidade ambiental dentre outros fatores (RICKLEFS, 2009).

Ainda segundo os estudos de MacArthur e Wilson (1967), em comunidades de ilhas a expectativa para os percentuais de *turnover* é que eles devem diminuir com o aumento do tamanho da ilha e aumento da distância do continente.

É relevante ressaltar de que o evento de substituição de espécies é diferente de uma simples ausência de espécies, pois requer também o adicional de espécies bem distribuídas ao longo de uma região, até o ponto em que ocorram sobreposições (HARRISON; ROSS; LAWTON, 1992).

O conhecimento de *turnover*, ou seja, da substituição de espécies é tão importante quanto a riqueza local na determinação da diversidade regional (HARRISON; ROSS; LAWTON, 1992). Sua quantificação tem aplicação direta para questões de concepção de reservas biológicas, dos efeitos da fragmentação, e para a estimativa da diversidade global (CODY, 1975). Contudo, os estudos sobre esse tema são raros, pois são custosos em função do longo período de tempo de monitoramento ecológico que esses estudos exigem, além de ser necessário a contagem de todas as espécies em cada ocasião, com o objetivo de evitar as pseudo-imigrações e pseudo-extinções (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007).

O aninhamento reflete o processo não-aleatório de perda de espécies como consequência de qualquer fator que promove a desagregação ordenada das assembleias (BASELGA, 2010; WANG et al., 2010). Esse fenômeno é definido como o grau com que as comunidades analisadas tendem a representar subconjuntos de outras comunidades. Ou seja, as comunidades altamente aninhadas apresentam uma espécie rara somente em comunidades que também apresentem todas as espécies comuns. O conhecimento do padrão de aninhamento é extremamente importante na decisão de quantas comunidades devem ser protegidas para que a maioria das espécies sejam preservadas (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009).

Sabe-se que, na maioria das vezes, em um conjunto de comunidades perfeitamente aninhadas, as menores manchas apresentam apenas espécies contidas nas manchas maiores. Portanto em uma situação onde o sistema seja perfeitamente aninhado, ao preservar somente a mancha maior estaria preservando a diversidade de todas as espécies. Caso contrário, sistema perfeitamente não-aninhado, seria necessário preservar a maior parte das manchas (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009).

Uma vez que o aninhamento pode ser representado por uma perda gradual de espécies, os ambientes que abrangem um gradiente de estresse tornam-se ideais para se investigar a influência do aninhamento sobre as comunidades (REGO et al., 2012). Rego et al. (2012) estudaram o efeito de aninhamento em uma área de

costão rochoso, na qual os organismos se distribuem de forma diferente ao longo do espaço devido às características de cada um em ser capaz de prevenir ou tolerar a perda de água em função da exposição ao ar causada pela variação na altura da coluna d'água. Normalmente as paisagens fragmentadas, como ilhas, tendem a se tornar mais aninhadas com o passar do tempo, isso se explica em função das manchas pequenas tipicamente conterem as mesmas poucas espécies que são as mais resistentes ou dispersoras mais eficientes (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009).

Os efeitos de aninhamento entre comunidades tem sido estudado há muito tempo (Simpson, 1943), antes mesmo da proposição do termo diversidade β por Whittaker (1960). Ao longo da história tem aparecido em vários outros estudos importante, assim, vários índices, tanto de diversidade β como de *turnover* e aninhamento, têm sido desenvolvidos na tentativa de explicar esses efeitos e suas possíveis relações.

Uma métrica de aninhamento foi desenvolvida por Almeida-Neto et al. (2008) denominado NODF (*Nestedness Metric Based on Overlap and Decreasing Fill*), o qual mede o grau de aninhamento de uma rede de interações, levando em consideração a força da interação entre as espécies estudadas.

Baselga (2010) considerando o índice de Sorensen (1948) ($\beta_{sor} = 2a/(2a+b+c)$) e Lennon et al. (2001) ($\beta_{sim} = 1 - (a/(a+\min(b,c)))$), fornece uma estrutura unificada para a avaliação da diversidade beta, e tenta esclarecer a contribuição do turnover e aninhamento para os padrões de diversidade beta

Segundo o autor, sabendo que β_{sor} incorpora tanto o verdadeiro *turnover* espacial e as diferenças de riqueza (KOLEFF et al., 2003, p. 375) e que β_{sim} descreve *turnover* espacial sem a influência dos gradientes de riqueza (LENNON et al., 2001), as variáveis b e c devem ser iguais, quando dois locais possuem o mesmo número de espécies. Dessa forma β_{sor} e β_{sim} também são iguais porque $b/(a+b) = 2b/(2a + 2b)$. É evidente que qualquer similaridade entre duas localidades com o mesmo número de espécies é totalmente devido à substituição espacial, por que aninhamento vai ocorrer nessa situação. Já em situações que ambas as localidades têm um número diferente de espécies, b e c são diferentes, assim β_{sor} e β_{sim} também são diferentes (BASELGA, 2010). Desde que β_{sor} e β_{sim} não apresentam efeito de aninhamento, a diferença ente eles, segundo Baselga (2010), é uma medida da

componente de aninhamento de diversidade β . Assim o autor propõe uma similaridade de aninhamento-resultante (β_{nes}), que é derivado usando operações básicas em frações, e formulada como:

$$\beta_{nes} = \beta_{sor} - \beta_{sim}$$

$$\beta_{nes} = ((b+c)/(2a+b+c)) - (\min(b,c)/(a+\min(b,c)))$$

$$\beta_{nes} = ((\max(b,c) - \min(b,c)) / (2a + \min(b,c) + \max(b,c))) * (a / (a + \min(b,c))) \quad (2)$$

Desta forma, tem-se uma medida de similaridade responsável por todos os aspectos da diversidade β , que pode ser dividida em dois componentes aditivos responsáveis por *turnover* espacial (β_{sim}) e aninhamento (β_{nes}):

$$\beta_{sor} = \beta_{sim} + \beta_{nes} \quad (\text{BASELGA, 2010, p. 138}). \quad (3)$$

Baselga (2010) também desenvolveu baseado na transformação dos índices de Sorensen (1948) e Lennon et al. (2001) para vários locais, β_{SOR} , β_{SIM} , uma medida de similaridade devido ao efeito de padrões de aninhamento para situações que envolvam qualquer número de locais, β_{NES} ,):

$$\beta_{NES} = \left\{ \left[\frac{\sum_{(i<j)} \max(b_{ij}, b_{ji}) - \sum_{(i<j)} \min(b_{ij}, b_{ji})}{2[\sum(S_i - S_T)] + \sum_{(i<j)} \min(b_{ij}, b_{ji})} \right] + \left[\frac{\sum_{(i<j)} \max(b_{ij}, b_{ji})}{\sum(S_i - S_T)} \right] \right\} * \left\{ \frac{\sum(S_i - S_T)}{[\sum(S_i - S_T)] + \sum_{(i<j)} \min(b_{ij}, b_{ji})} \right\} \quad (4)$$

Neste sentido, NODF e β_{NES} são semelhantes, pois quando não estão presentes padrões de aninhamento ambas as medidas produzem valores zero. No entanto, NODF apresenta o seu valor máximo (aninhamento perfeito) para valores intermediários de similaridade e diminui em ambos os casos extremos, porque, nessas situações, mais locais terão exatamente a mesma composição. Ao contrário,

β_{NES} reflete o aumento da dissimilaridade entre comunidades aninhadas produzido pelas crescentes diferenças no número de espécies (BASELGA, 2010).

Existe uma variedade de métodos para medir a diversidade β , os quais podem ser classificados em três categorias. O primeiro conjunto de medidas que examina o tamanho da diferença entre duas ou mais áreas de diversidade α em relação à diversidade γ , foi frequentemente proposto para medir a diversidade β . Este normalmente mede a diversidade γ como riqueza total da espécie. A medida original de Whittaker, β_w , faz parte deste grupo, assim como o método de partição de Lande, anteriormente descrito (MAGURRAN, 2004).

O segundo conjunto, a partir da medida de complementaridade ou semelhança/diferença, considera as diferenças na composição de espécies entre as áreas de diversidade α . Este inclui os coeficientes de Jaccard e Bray-Curtis e avaliação da distinção biótica entre as assembleias (MAGURRAN, 2004). Contudo, essa análise não está somente restrita a identidade das espécies, sendo que algumas medidas de diversidade β , como a nova geração de medidas de diversidade α , podem levar as informações filogenéticas em consideração (IZSAK; PRICE, 2001).

O último grupo de medidas tem o foco na relação espécie-área (SAR) e a medida de *turnover* relacionada à acumulação de espécies com a área, além do fenômeno de aninhamento (HARTE et al., 1999, LENNON et al. 2001, RICOTTA; CARRANZA; AVENA, 2002, MAGURRAN, 2004).

A maior parte dos índices de diversidade β utilizam dados de presença/ausência e riqueza de diversidade de espécies. Whittaker (1960) propôs uma das mais simples e eficaz (MAGURRAN, 2004), medida de diversidade β :

$$\beta_w = \gamma/\alpha \tag{5}$$

Onde γ = o número total de espécies registradas no sistema resultante da fusão de um número de amostras individuais a partir de um padrão de comunidade.

α = a diversidade da amostra média, onde cada amostra é de um tamanho padrão e diversidade é medida como a riqueza de espécies.

Os valores da medida de β_w variam de 1 (similaridade completa) a 2 (não há sobreposição na composição de espécies), entre os pares de amostras ou em amostras adjacentes ao longo de um transecto. O valor máximo de β_w é o mesmo que o número de amostras utilizadas para calcular a diversidade α média. Normalmente as escalas dos valores de diversidade β são apresentadas variando de 0 (mínimo diversidade β) a 1 (máximo de diversidade β), dessa forma costuma-se subtrair 1 a partir da resposta para que os valores sejam apresentados nessa escala (MAGURRAN, 2004).

Harrison, Ross e Lawton (1992) introduziram uma modificação ao índice de Whittaker, para que fosse possível permitir comparações diretas entre os dois transectos de tamanhos desiguais:

$$\beta_1 = \{[(S / \alpha_{med}) - 1] / (N - 1)\} * 100 \quad (6)$$

Onde S = o total de número de espécies registrado por amostra;

α_{med} = média da diversidade α ;

N = o numero de locais (quadrículas) ao longo do transecto.

As medidas variam de 0 (não substituição/*turnover*, ou seja, completa similaridade) a 100 (todas as amostra tem um conjunto único de espécies, dissimilaridade completa) e pode ser utilizado para examinar a diferenciação entre os pares de locais ou entre amostras.

Tendo em vista que β_w foi criado considerando diversidade α relativamente constante, valores superiores podem ser obtidos simplesmente pelo aumento do número de locais pobres em espécies amostrados em uma região de riqueza total fixa (HARRISON; ROSS; LAWTON, 1992). Em consequência disso, β de Whittaker não apresenta distinção entre a verdadeira substituição de espécies ao longo de uma distância de gradiente (ou longo de um transecto, ou através de uma paisagem), e também não identifica situações em que as espécies são perdidas ao longo dos gradientes sem que novas sejam adicionadas. Assim, padrões aparentes na diversidade β podem ser gerados pelas tendências de diversidade α . Com intuito

de solucionar essa questão, Harrison, Ross e Lawton (1992) sugeriram uma segunda modificação, menos sensível à tendência da riqueza de espécies:

$$\beta_2 = \left\{ \left[\frac{S}{\alpha_{\max}} - 1 \right] / (N - 1) \right\} * 100.$$

(7)

Onde: S = riqueza regional total;

α_{\max} = valor máximo da diversidade em um conjunto de locais N;

N = número de locais.

β_2 mede o quanto a diversidade regional excede a diversidade máxima atingida localmente e varia de 0 a 100. Quando a variação da diversidade α for pequena, β_2 irá convergir sobre β_1 .

Os índices propostos por Harrison, Ross e Lawton (1992) tem sido usados ao longo do tempo em diversos estudos das comunidades biológicas.

Lawton et al. (1998) ao utilizar β_2 constataram uma taxa de substituição de espécies alta (45,0 - 35,5), em um inventariamento quanto à existência de diferentes habitats, em Mbalmayo Forest Reserve, em Camarões.

Oliveira, Goulart e Minte-Vera (2004) avaliaram os padrões locais e regionais de diversidade de peixes no reservatório de Itaipu e os relacionaram aos gradientes longitudinal (rio–represa) e transversal (cabeceira–foz) dos tributários, utilizando diversidade local (α) e a diversidade β_1 e β_2 . Os padrões de diversidade local (α) e de β apresentaram diferenças significativas ao longo dos gradientes espaciais. Os trechos lóticos e lênticos dos tributários apresentaram os maiores valores de diversidade β indicando heterogeneidade na composição de espécies das sub-bacias. Cunico, Agostinho e Latini (2006) com o objetivo de avaliar os padrões espaciais na composição, estrutura e distribuição das assembleias de peixes e suas relações com características abióticas em três córregos urbanos da cidade de Maringá, Paraná, utilizaram β_2 para avaliar as alterações na composição específica ao longo de um gradiente longitudinal. O estudo mostrou que o índice de diversidade β_2 indicou o processo de adição e substituição de espécies ao longo dos córregos.

Marinoni e Ganho (2006) estudaram a influência de diferentes habitats nas composições de espécies de Coleóptera (Insecta) em uma paisagem antropizada do Bioma Araucária, no Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, através da comparação de quatro índices de diversidade β , dentre eles os dois índices de Harrison, Ross e Lawton (1992). Os resultados da aplicação dos diferentes índices de diversidade β , mostraram diferentes valores das taxas de mudança na composição de espécies entre os diferentes pares de áreas, indicando alta diversidade diferencial entre elas.

Nogueira et al. (2008) utilizam β_1 ao estudar a comunidade fitoplanctônica de quatro lagos artificiais urbanos do município de Goiânia, GO. Os autores puderam concluir através dos valores de β_1 que os lagos estudados apresentaram composição específica distinta. Observaram também baixa similaridade florística e elevada beta diversidade (β_1) variando de 42 (fevereiro de 2001) a 64 (outubro de 2001)..

Ao analisarem a composição, a riqueza e a distribuição espacial da fauna de peixes dos diversos trechos sob a área de influência do reservatório de Salto Grande, Brandão et al. (2009) puderam notar alta rotatividade de espécies entre trechos, observada a partir da diversidade β_1 e β_2 de Harrison, Ross e Lawton (1992).

Bonetti (2011) com intuito de descrever como ocorre a variação das espécies, em escala regional, nas comunidades de Anura, utiliza o teste de Mantel entre os resultados dos três índices de diversidade beta aplicados a base de dados: β_w (WHITTAKER, 1972), β_2 (HARRISON; ROSS; LAWTON 1992) e β_3 (WILLIAMS 1996). Dessa forma a autora conclui que as comunidades de Anura no Estado do Paraná mudam de acordo com a formação vegetacional, devido, principalmente, a variação na temperatura, precipitação e sazonalidade, e a distância geográfica também é positivamente relacionada com a diversidade β ..

4.3 AMBIENTES LÓTICOS

Em geral os ecossistemas aquáticos apresentam certas características que os tornam muito diferentes dos ecossistemas terrestres. O meio aquoso possui a capacidade de acelerar a taxa de transferência de nutrientes e metabólitos através de membranas celulares, com isso torna as absorções e as transformações de matéria orgânica pelos organismos aquáticos mais eficientes. Em razão disso, a dinâmica dos processos químicos é mais rápida, ocasionando elevadas taxas de produtividade primária. Outra característica relevante é a viscosidade da água que permite a alta mobilidade a alguns organismos (como peixes), enquanto outros têm sua locomoção quase que totalmente determinada pelo movimento da massa d'água. As propriedades físicas, como o calor específico e o índice de refração luminosa, são decisivas para determinar variações espaciais, e influenciam a distribuição dos organismos no ambiente. Por fim, a propriedade de fluidez da água aliada à alta capacidade de solubilização, fazem com que a troca de nutrientes e substâncias relacionadas à comunicação química entre os organismos e a movimentação de propágulos seja extremamente dinâmica por todo o ecossistema (ESTEVES, 2011).

Os ecossistemas aquáticos terrestres podem ser divididos em lóticos (de *lótus*, lavado), lênticos e terras úmidas, onde ocorre anualmente e sazonalmente a flutuação dos níveis de água (brejos e pântanos) (ODUM; BARRETT, 2007, p. 424), sendo o primeiro o tipo ecossistema que será estudado no presente estudo. Definem-se como ecossistemas lóticos aqueles com fluxo contínuo das águas ao longo de um gradiente longitudinal, tais como rios, nascentes, ribeirões, córregos e riachos. Esses ambientes são caracterizados pelo alto nível de heterogeneidade espacial e temporal (TUNDISI; TUNDISI, 2008) devido ao fluxo diferencial das águas. Em comparação aos ambientes lênticos, apresentam um contato água-terra mais extenso, resultando em um ecossistema mais aberto, com comunidades de metabolismo heterotrófico, especialmente em riachos de reduzida ordem. Possuem elevado teor de oxigênio distribuído de maneira mais uniforme, e pouca ou nenhuma estratificação térmica ou química, exceto em rios grandes com características de ambientes semi-lênticos (ODUM; BARRETT, 2007, TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Comumente há um fluxo contínuo com interação intensa com as bacias hidrográficas, nas quais estão inseridos (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Todas essas diferenças e as propriedades particulares de movimentação das águas dos ambientes lóticos (turbulência, quiescência, correntezas e baixas velocidades) (TUCCI, 1993), vão proporcionar características específicas e diferenciadas na dinâmica e na estrutura das comunidades que estão adaptadas à estrutura do sedimento e ao fluxo unidirecional da corrente, sendo esse o principal fator limitante desses ecossistemas.

De acordo com Petts (2000) os rios podem ser considerados sistemas abertos com estrutura tridimensional (longitudinal, lateral e vertical), caracterizados pelos processos hidrológicos e geomorfológicos altamente dinâmicos, frente as mudanças climáticas e temporais. Além disso deve-se acrescentar a este conjunto as dimensões temporal e conceitual.

A dimensão temporal é de grande importância, visto que a morfologia do canal e as comunidades aquáticas podem alterar-se tanto de forma natural ao longo do tempo como também em decorrência de mudanças abruptas de origem antrópica (ex.: represamento e lançamento de efluentes urbanos). Já a dimensão conceitual diz respeito a questões filosóficas, políticas e práticas, levando questões a respeito de como avaliar, o que conservar e quais as prioridades que devem ser enfocadas na conservação (BENASSI, 2002; HENRY-SILVA; CAMARGO, 2000).

Segundo Margalef (1983, p. 627), o padrão de distribuição de organismos aquáticos é resultado da interação entre os hábitos das espécies, as condições físicas que compreendem o hábitat (substrato, fluxo, turbulência) e a disponibilidade alimentar. Riachos e rios apresentam habitats diferentes de outros corpos d'água, pois estão sujeitos às grandes alterações espaciais ao longo de seu percurso, associadas com as propriedades físicas e químicas do ambiente (KRUPEK, 2006).

Os rios apresentam uma fauna composta predominantemente por invertebrados bentônicos e peixes, e podem ser um grande berçário, pois algumas espécies de peixes saem do mar para se reproduzir nos rios, principalmente nos trechos de foz (ESTEVEES, 2011).

Cerca de 500 espécies de peixes apresentam capacidade de migrar entre o ecossistema marinho e de água doce, estes são denominados como diádromos. Já os peixes que mudam de ambiente para a reprodução são divididos em: anádromos

e catádmomos. Os anádmomos se reproduzem em água doce, mas vivem em águas oceânicas, ao contrário dos catádmomos, que se reproduzem em águas marinhas e vivem em águas doces (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

De modo geral, a característica e o tipo do fundo do ambiente lótico (areias, argila, laje rochosa ou cascalho), possuem grande importância na determinação da natureza das comunidades e na densidade populacional. O fundo formado por pedras oferece superfícies favoráveis para a aderência de organismos, plantas ou animais. Já o fundo de superfícies pouco firmes e variáveis das zonas de remanso, limita geralmente os organismos bentônicos menores, principalmente os escavadores de galerias, porém a água mais funda, correndo mais lentamente, é mais favorável ao nécton, nêuston e plâncton (ESTEVES; ARANHA, 1999, TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Os peixes fazem parte da comunidade nectônica a qual compreende todos os animais aquáticos que se deslocam ativamente na massa d'água. Eles interagem com o ecossistema aquático e a biota aquática por meio de inter-relações alimentares e pela própria composição química da água (respiração e excreção) e pela alteração do sedimento (perturbação no sedimento). Devido à grande capacidade de deslocamento, eles também podem transportar matéria orgânica tanto verticalmente quanto horizontalmente. Possuem uma capacidade extremamente avançada de regulação osmótica, permitindo a colonização de águas com várias concentrações salinas (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

As condições morfológicas, conexão e isolamentos das águas continentais, a base histórica da persistência de espécies e a relação entre dispersão, extinção e especiação, além dos atuais impactos humanos, são fatores determinantes na distribuição geográfica de famílias, gêneros e espécies de peixes (MARGALEF, 1983, SCHÄFER, 1984, TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Considerando a preferência dos peixes por determinados tipo habitat, eles podem ser classificados em pelágicos, que vivem em área abertas, e demersais que preferem viver sobre o fundo ou próximo deles.

Vannote et al., 1980 propõem uma compreensão mais dinâmica dos sistemas lóticos, intitulada como "*conceito de rio contínuo*". O conceito baseia-se na ordem dos rios, no tipo de matéria orgânica particulada e no tipo de invertebrados bentônicos presentes no rio, e considera o rio como um sistema que possui um

gradiente contínuo de condições ambientais. Dessa forma os sistemas lóticos, particularmente os riachos de regiões temperadas, estão sob um gradiente de variáveis ecológicas da nascente a foz, sendo que ao longo do rio ocorrem mudanças na largura, no volume de água, na profundidade, na temperatura, na quantidade e no tipo de material suspenso transportado. Desta forma, o rio é dividido em três regiões geomorfológicas distintas (tamanho dos sistemas lóticos): cabeceira; médio curso e baixo curso.

O rio pode ser considerado tanto uma sequência de ecossistemas, bem como ecológica e hidrológicamente um sistema de fluxo. Uma vez que a correnteza é um vetor dinâmico predominante, propicia a ocorrência do deslocamento espacial dos efeitos de suas origens para outros locais. Assim, o transporte de substâncias inorgânicas, geradas pela decomposição bacteriológica em regiões superiores, para regiões inferiores, fazem com que o rio se divida, considerando essas regiões, em termos energéticos em oligotróficos e eutróficos (SCHÄFER, 1984). Segundo Schäfer (1984) (p. 335), em termos funcionais de um ecossistema, a zonação também irá promover uma separação espacial dos processos básicos de intercâmbio energético, a nível de consumo, produção e decomposição

Na cabeceira (rios de ordens 1 a 3) existe uma elevada dependência recebimento de material alóctone inorgânico e orgânico (biomassa vegetal, por exemplo), vindo das contribuições terrestres, predominando a matéria orgânica particulada grossa (MOPG), a qual é a base alimentar para cortadores, como caranguejos de água doce e larvas de vertebrados. A região é fortemente influenciada pela vegetação ripária, que reduz a produção primária (autóctones) devido ao sombreamento, ou seja, há pouca ou nenhuma produção fotossintética, assim a maior contribuição é advinda das somas de detritos alóctones, fazendo com que haja maior respiração do que produção primária ($P/R < 1$) (VANNOTE et al., 1980; TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Nos trechos de rios de médio curso (ordens 4 a 6), existe uma menor dependência da contribuição direta dos ecossistemas terrestres. Em contrapartida, existe uma maior produção primária por algas e macrófitas aquáticas vasculares, além da matéria orgânica particulada fina (MOPF), resultante dos processos alimentares da biota da cabeceira, oriundo do fluxo d'água. A produção primária é maior que a respiração ($P/R > 1$) (VANNOTE et al., 1980; TUNDISI; TUNDISI, 2008).

No baixo curso (ordens > que 6, grandes rios e estuários) o efeito da vegetação ripária é insignificante, no entanto apesar de possuírem comunidades desenvolvidas de plâncton, a produção muitas vezes pode ser limitada pela elevada profundidade e turbidez, em função da grande carga de sedimentos oriundos de todos os processos de montante. Assim a respiração excede a produção, com razão $P/R < 1$ e é a região onde ocorre a maior decomposição (VANNOTE et al., 1980).

Os invertebrados aquáticos apresentam características morfológicas diferentes devido as modificações dos tipos e da localização das fontes alimentares, associados ao tamanho do rio (Figura 1). A dominância relativa (como biomassa) da maioria dos grupos funcionais é apresentada na Figura 1.

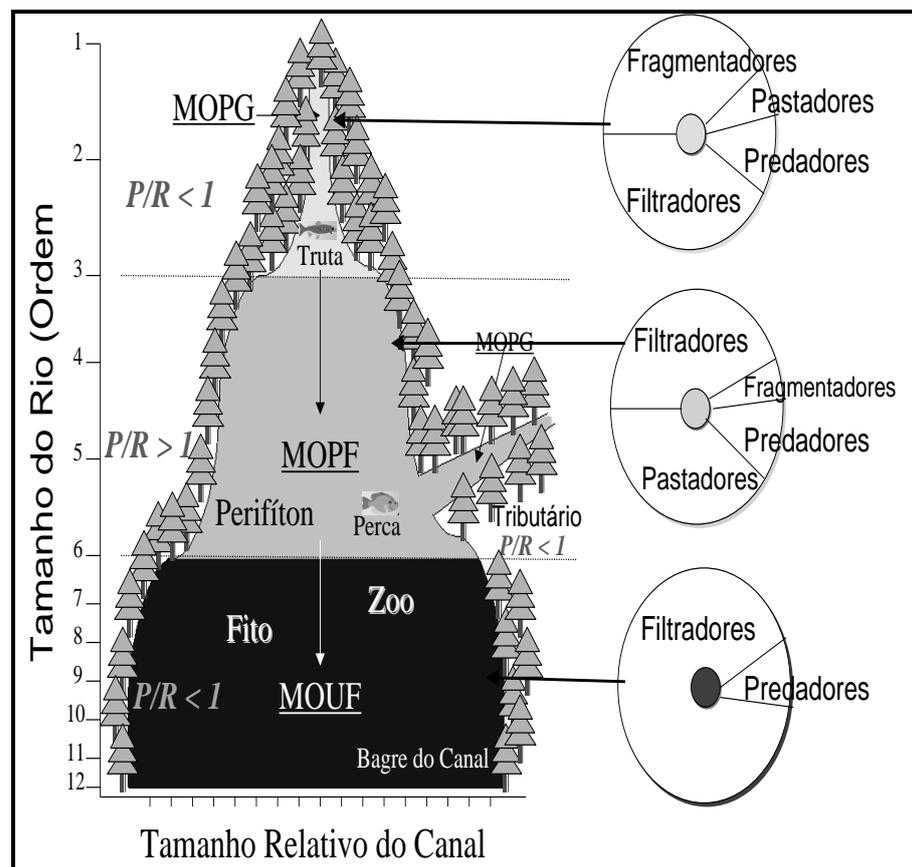


Figura 1 - Relação entre o tamanho do riacho e as progressivas mudanças nos atributos funcionais e estruturais das comunidades lóticadas.
 Fonte: Adaptada de Tundisi; Tundisi, 2008.

O conceito de *rio contínuo* é uma das principais teorias sobre a forma como as comunidades bióticas se ajustam às condições de mudanças que ocorrem nesses ambientes.

É característico das zonas de cabeceiras, onde a velocidade da água é maior, a presença de organismos adaptados a se fixarem ou se agarrarem no substrato firme, como moscas e larvas de *Trichoptera* e peixes que são capazes de nadar contra correnteza ou permanecerem no fundo, como trutas ou mergulhões (ODUM; BARRETT, 2007, p. 428).

No baixo curso a maior profundidade e a menor velocidade da corrente criam um fundo favorável aos animais de tocas e nadadores, às plantas com raízes e, em grandes poços, ao plâncton. Em grandes rios as comunidades das poças podem se assemelhar com as das lagoas (ODUM; BARRETT, 2007, p. 428).

Os fragmentadores utilizam a matéria orgânica particulada grosseira (MOPG>1mm), tais como folhas em decomposição, apresentando uma grande dependência da biomassa de microrganismos associados. Filtradores apresentam a capacidade de filtrar as partículas finas e ultra finas de matéria orgânica (MOPF de 50um - 1mm e Matéria Orgânica Particulada Ultra Fina- MOPU de 0,5 - 50 um). Assim como os fragmentadores os filtradores dependem dos produtos metabólicos e da biomassa de microrganismos associados à matéria orgânica particulada (principalmente sobre a superfície) para sua nutrição. Os pastadores se alimentam de algas na superfície. O motivo da dominância dos pastadores se deve à mudança na produção primária, sendo maximizada no médio curso dos rios com uma relação $P/R > 1$ (VANNOTE et al., 1980; TUNDISI; TUNDISI, 2008).

A temperatura da água influencia as populações de peixes, regiões de água fria, normalmente, apresenta uma baixa diversidade, enquanto que em regiões de água mais quente a diversidade tende a aumentar. A maioria da espécies de peixes que habitam as cabeceiras dos riachos são insetívoras. No médio curso e em grandes rios ocorrem piscívoras e também insetívoras (região de foz), sendo que algumas espécies planctívoras podem ser encontradas em decorrência da natureza semi-lêntica de trechos destes ambientes lóticos (VANNOTE et al., 1980; SCHÄFER, 1984; TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Vale ressaltar, que apesar da teoria do contínuo fluvial ter grande importância na limnologia fluvial, a mesma foi desenvolvida para ecossistemas de rios naturais. Dessa forma ambientes lóticos com interferências antrópicas podem desviar do modelo geral, no que se refere à autotrofia e heterotrofia do sistema, pois dependendo do volume e da natureza dos tributários que deságuam na corrente

principal, os efeitos podem ser localizados e com magnitudes variáveis. Além desta limitação, outras questões restringem o uso desse conceito, como o fato da teoria melhor se ajustar aos rios de pequena grandeza de regiões temperadas, de não considerar as interações entre o canal dos rios e seus aquíferos, e também de não considerar a dimensão lateral (pulso de inundação) como fator determinante na distribuição e abundância das espécies.

A forma de uso, manejo e ocupação da bacia hidrográfica, bem como as características geomorfológicas e pedológicas associados às condições ambientais das vertentes, têm grande influência na quantidade de água que escorre, assim como na velocidade de escoamento, seja ele superficial, subsuperficial ou subterrâneo.

As atividades agropecuárias e da urbanização muitas vezes lançam efluentes de industriais ou domésticos pontuais nos rios podendo causar a poluição desses ambientes. A chuva sobre a cidade carrega a sujeira retida até o rio. Seguindo essa mesma dinâmica, no meio rural, a água escoada as partículas com elementos adsorvidos e solubiliza outros provenientes de fertilizantes químicos ou agrotóxicos (CUNHA, 2011).

Os rios que recortam as áreas urbanas sofrem diversos tipos de influências, muitas vezes alterando a sua qualidade natural e afetando direta ou indiretamente todo o ecossistema que o compõem (MALMQVIST; RUNDLE, 2002, REIS, 2006). Desde a intensa urbanização ocorrida após a década de 1950, as grandes transformações sofridas pelos rios urbanos têm crescido, agravando a sua deterioração em função da precariedade do saneamento básico, da crescente poluição ambiental, das alterações das condições hidrológicas e morfológicas, bem como da ocupação irregular das suas margens (GORSKI, 2010, p. 23).

Atualmente, um dos impactos que afetam criticamente a qualidade dos ambientes lóticos para a ictiofauna é a perda e transformação do habitat interno, geralmente associado à supressão da vegetação marginal (MILLER JR., 2007, p. 179, VIEIRA, 2010, p. 17). A presença dessa vegetação é de grande importância para esses ambientes, pois além de reter os sedimentos e contaminantes que chegam até eles, também regulam a incidência de luz na coluna d'água, auxiliam na regularização do fluxo hídrico e fornecem alimento e abrigo para a fauna e flora locais. A entrada de sedimento em excesso no leito de rios e riachos pode causar

assoreamento do leito, escassez de recursos alimentares (frutos, sementes e insetos alóctones), a perda da heterogeneidade de habitats e ser responsável pela diminuição ou até mesmo pela extinção por completo das comunidades aquáticas presentes no local (KRUPEK, 2006, p.180). Segundo Miller Jr.(2007, p.190), o desaparecimento da fauna aquática tem ocorrido na proporção cinco vezes mais rápida que os animais terrestres.

A avaliação e o monitoramento das áreas submetidas aos impactos provocados pela urbanização são de grande importância, e normalmente são realizados com a utilização de indicadores físicos, químicos e bacteriológicos, porém, desde a década de 1970 alguns pesquisadores e gestores de recursos hídricos argumentam que as metodologias tradicionais não são suficientes para atender aos usos múltiplos da água. Sendo assim, a análise integrada da qualidade da água, considerando as metodologias tradicionais de avaliação e também os aspectos biológicos do sistema, torna o estudo mais completo e confiável (BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003, FERREIRA; CASSATTI, 2006, VIEIRA, 2010).

As análises em relação ao ecossistema lótico devem ser realizadas de maneira a considerar os fatores e intervenções que ocorrem fora desse ecossistema, e influenciam diretamente as suas funções e relações naturais. Isso significa considerar tanto as perturbações que ocorrem na bacia hidrográfica, de uma maneira ampla, como mais específicas, que ocorrem na vegetação que circunda os lagos, rios e riachos, já que todos esses ecossistemas encontram-se intimamente associados entre si (REIS, 2006, KRUPEK, 2006).

Segundo Tundisi e Tundisi (2008, p. 142), os processos que ocorrem na bacia hidrográfica ao longo do tempo e espaço também interferem na distribuição da biota:

“Os problemas de dispersão e tolerância às condições de dessecação constituem processos importantes na distribuição de peixes de águas continentais. O número de espécies está relacionado com os processos históricos de dispersão e conexão de águas continentais de bacias hidrográficas”.

Os processos dinâmicos da bacia (circulação, período de enchente, interações com a vegetação, presença de lagos marginais, competição, predação e

parasitismo) influenciam tanto na diversidade de espécies e como também nos hábitos alimentares, na fisiologia e no comportamento das espécies de peixes dessas bacias (TUNDISI; TUNDISI, 2008, p. 145).

De acordo com Siqueira e Henry-Silva (2011 p. 02), a compreensão dos processos que governam o funcionamento dos ecossistemas fluviais também é imprescindível para nortear o planejamento de projetos que possam minimizar os efeitos antrópicos sobre esses ecossistemas aquáticos.

Os parâmetros biológicos para medição da qualidade da água levam em consideração as respostas dos organismos em relação ao meio onde vivem. Assim, justifica-se a sua utilização, pois a biota aquática reage às inúmeras perturbações que ocorrem nos rios, sejam elas naturais ou antropogênicas (BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003, p. 466).

4.3.1 Estrutura da Assembleia de Peixes de Sistemas Lóticos

A estrutura das assembleias de peixes pode ser utilizada a fim de avaliar os impactos sobre os ambientes em que estão inseridos, uma vez que são bons indicadores de diversos efeitos a médio e longo prazos, pois interagem com esses efeitos em virtude de serem um grupo diversificado de organismos que utilizam uma variedade de habitat e por apresentarem ciclo de vida relativamente longos, entre 3 e 10 anos. Além de que são fáceis de coletar e os requisitos ambientais e de histórias de vida de muitas espécies de peixes são bem compreendidos, o que significa que a presença ou ausência de taxa pode ser facilmente interpretados (FLOTEMERSCH; STRIBLING; PAUL, 2006, p. 51).

No entanto, embora a ictiofauna não apresente dificuldade de coleta, a fim de evitar a amostragem seletiva dos peixes, a escolha dos aparelhos apropriados para a coleta deve ser realizada de acordo com as características do habitat amostrado, considerando suas diferenças hidrodinâmicas (KARR, 1981).

A fauna mais diversificada de peixes do planeta se está na região neotropical, que abrange uma parte da América do Norte e toda a América Central e a do Sul (LOWE-MCCONNELL, 1999), segundo Goulding (1980) a bacia amazônica possui

cerca de 3.000 espécies de peixes, considerando principalmente a grande quantidade de espécies de pequeno porte desconhecidas, sendo maior parte constituída por characídeos e siluriformes. Em relação à ictiofauna brasileira de água doce, Buckup e Menezes, Ghazzi (2007) registraram a ocorrência de 2.587 espécies válidas, considerando informações analisadas até o início de 2006.

A segunda bacia hidrográfica mais importante do Brasil em termos de área e diversidade ictiofaunística é a bacia do Rio Paraná. Essa bacia possui 310 espécies, de 11 ordens e 38 famílias. Dentre as espécies da área, 236 (76,1%) são autóctones, 67 (21,6%) alóctones e sete (2,3%) exóticas (LANGEANI et al., 2007). Ainda segundo Langeani et al., (2007) “as principais causas de ocorrência de espécies não nativas (alóctones e exóticas) foram a dispersão a partir do baixo Paraná, após a construção do Reservatório de Itaipu e o escape de pisciculturas.”

O rio Tibagi é um dos principais afluentes do rio Paranapanema, que por sua vez é um dos principais formadores da bacia do alto rio Paraná. O rio Tibagi possui grande contribuição à manutenção da diversidade de peixes da região média do rio Paranapanema (HOFFMANN; ORSI; SHIBATTA, 2005), no entanto apesar da importância, muito de sua ictiofauna ainda não é conhecida. Vários estudos em seus tributários desde 1995 têm tentado supri essa carência de informações (GALVES; SHIBATTA; JEREP, 2009).

Bennemann, Silva-Souza e Rocha (1995) realizaram o primeiro levantamento da diversidade de peixes no rio Tibagi. Foram registradas de 69 espécies, nos trechos amostrados da porção alta, média e baixa. Os autores concluíram que houve aumento na diversidade da cabeceira em direção à foz, e que, na região média, a diversidade poderia estar sendo influenciada por uma indústria de papel e celulose.

Em 1996 Benine relatou uma diversidade de 21 espécies em seu estudo de levantamento de espécies pertencentes à ordem Characiformes no ribeirão Três Bocas, no município de Londrina, porção baixa do Tibagi. Em comparação com dados encontrados por Bennemann, Silva-Souza e Rocha (1995), o autor pode concluir que houve maior similaridade entre o ribeirão Três Bocas e a porção média do rio Tibagi, e esta maior similaridade estaria aliada à semelhança das características ambientais entre os trechos estudados.

Com o intuito de diagnosticar as condições ambientais e definir áreas prioritárias para a recuperação, Shibatta, Bennemann e Silva-Souza (2003) realizou um estudo de levantamento íctico na bacia do alto ribeirão Cambé, na região do baixo Tibagi. A riqueza presente neste ribeirão foi de 16 espécies, e os autores apontaram que medidas de recuperação ambiental deveriam ser realizadas urgentemente.

No ribeirão Cambé um estudo realizado por Oliveira e Bennemann (2005) analisou a composição de peixes, os recursos alimentares consumidos e as relações dos impactos antrópicos sobre estes dois parâmetros. Os autores registraram 15 espécies para o trecho, uma a menos que a riqueza apresentada no estudo realizado por Shibatta, Bennemann e Silva-Souza (2003), e discutiram o efeito das alterações antrópicas sobre a comunidade de peixes do ribeirão.

Shibatta, Orsi e Bennemann (2006) encontraram uma composição íctica de 32 espécies ao estudarem a diversidade de peixes no ribeirão dos Apertados, que delimita o lado sul do Parque Estadual Mata dos Godoy, localizado na porção baixa do rio Tibagi. As coletas nesse ribeirão começaram em 1994, e em uma dessas expedições foram coletadas duas espécies, *Pyrrhulina australis* e *Phenacorhamdia tenebrosa*, que ainda não haviam sido registradas na bacia do rio Tibagi.

Vieira e Shibatta (2007) estudaram a ictiofauna presente do ribeirão Esperança, que atravessa a Universidade Estadual de Londrina, e áreas agrícolas e urbanas. A riqueza para este ribeirão foi de 12 espécies. E a partir desse estudo os ressaltaram que a riqueza na biota aquática de um curso d'água também pode ser influenciada, além das alterações ambientais, por suas características hidrológicas e geomorfológicas.

Ao analisar condições ambientais de três riachos de segunda ordem na bacia do ribeirão dos Apertados, Londrina, PR, Galves, Jerep e Shibatta (2007a), estudaram a fauna aquática, e encontraram uma diversidade de 5 espécies de peixes. No mesmo ano, em outro trabalho Galves, Shibatta e Jerep (2007b) observaram uma riqueza de 74 espécies descritas, além da descoberta de espécies ainda não descritas em literatura, em um levantamento das espécies de peixes da bacia hidrográfica do rio Taquara, baixo Tibagi.

Dessa forma, conclui-se que conhecimento da estrutura da comunidade e das relações da ictiofauna com o ambiente são fundamentais, pois podem fornecer

subsídios para a elaboração de estratégias de conservação e recuperação ambiental de sistemas aquáticos (FERREIRA; CASSATTI, 2006). Outra questão importante é que muitas das espécies de peixes são consumidas pelos seres humanos e, portanto, eles fornecem um métrica de avaliação que está diretamente relacionada com a saúde humana (FLOTEMERSCH; STRIBLING; PAUL, 2006, p. 51).

A análise da estrutura das assembleias refere-se comumente à composição e diversidade, bem como ao padrão de organização espacial das espécies que coexistem em um dado ambiente ao longo de um período de tempo. O emprego dos padrões de coocorrência considera as associações entre as espécies, as quais determinam as abundâncias relativas e influenciam na diversidade. Os padrões de coocorrência tendem a serem diferentes entre os habitats alterados por ações antrópicas e habitats não perturbados. As diferenças nos padrões de estrutura de assembleia variam com qualidade habitat (BHAT; MAGURRAN, 2007). Aparentemente, a estrutura das assembleias de peixes é mais influenciada pelos fatores abióticos do que fatores bióticos (McCUNE; MEFFORD, 1997). O conhecimento sobre as contribuições relativas de processos bióticos e abióticos na estruturação de assembleias de peixes tem implicações importantes para a conservação e gestão dos habitats sujeitos a alterações a partir de atividades humanas (BHAT; MAGURRAN, 2007).

5 METODOLOGIA

5.1 ÁREA DE ESTUDO

As informações sobre as assembleias de peixes e parâmetros limnológicos foram coletadas em três bacias que cortam o município de Londrina (PR) no sentido noroeste-sudoeste em direção ao rio Tibagi (Cambé, Cafezal e Taquara, Figura 2), durante o ano de 2013. Os dados foram obtidos no âmbito do Projeto de Pesquisa intitulado "Padrões de estrutura da assembleia de peixes em riachos submetidos a diferentes graus de conservação", desenvolvido no Laboratório de Ecologia Teórica e Aplicada da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina, por uma equipe de 10 integrantes

O município de Londrina apresenta, aproximadamente, 537.566 habitantes (IBGE, 2013) e está localizado no norte do Paraná na porção inferior da bacia do Rio Tibagi, no terceiro Planalto ou Planalto de "trapp" do Paraná ou de Guarapuava, com altitude média de 576 metros acima do nível do mar. Seu relevo é recortado por diversos fluxos hídricos de pequeno porte e em sua maior parte é relativamente plano, com topos e divisores de água com inclinação de até 10%, com exceção de alguns locais que apresentam inclinação superior à 30% (SILVA JR; TORRES; LUCA, 2010, p. 06, MINEROPAR–MINERAIS, 2006, p. 28).

Segundo a classificação de "Koppen", o clima da região é do tipo Cfa (clima subtropical úmido), com chuvas bem distribuídas em todas as estações e com verões quentes (MAACK, 2002). A temperatura média anual é de 21°C, com média máxima de 27°C e mínima de 15,5°C. A média pluviométrica anual local é de 1609 mm (SILVA JR; TORRES; LUCA, 2010, p. 06).

Londrina faz parte do Bioma Mata Atlântica e ocupa uma região onde, originalmente, havia a Floresta Estacional Semidecidual, cujo conceito ecológico está condicionado pela dupla estacionalidade climática, uma Tropical com épocas de intensas chuvas e outra Subtropical, com período seca fisiológica provocado pelo frio de inverno (IBGE, 1993, p. 21). Tal vegetação é formada na região por espécies

como a peroba (*Aspidosperma polyneuron*), a figueira (*Ficus sp.*) e o pau d' alho (*Gallesia guararema*), dentre muitas outras (IPPUL, 1997).

O município de Londrina está contido na bacia hidrográfica do Rio Tibagi. Na área urbana de Londrina, a rede de drenagem é constituída por nove sub-bacias hidrográficas, nomeadas de acordo com o curso d'água de maior destaque: Ribeirão Jacutinga, Ribeirão Lindóia, Ribeirão Quati, Ribeirão Limoeiro, Ribeirão Esperança, Ribeirão Cafezal, Córrego Água das Pedras, Córrego do Salto e Ribeirão Cambé (que dá origem ao lago Igapó). Os ribeirões Jacutinga e Três Bocas são os limites ao norte e ao sul, respectivamente (PREFEITURA de LONDRINA, 2008, p. 30). A direção dos canais fluviais das bacias dos ribeirões Jacutinga e Lindóia, ao norte, é no sentido oeste-leste, enquanto que as demais bacias: Cambé, Limoeiro, Cafezal e Três Bocas estão orientadas no sentido noroeste-sudeste. A maioria desses corpos d'água possui uma má qualidade da água, uma vez que praticamente todos eles têm suas nascentes localizadas em áreas urbanas e seus cursos, além do escoamento superficial, recebem o lançamento de águas pluviais e efluentes domésticos e industriais (IPPUL, 1997).

A escolhas das bacias para a pesquisa foi realizada com objetivo de comparar condições ambientais diferentes, assim foram selecionadas a bacia do Ribeirão Cambé por sofrer maior impacto urbano, e as bacias dos Ribeirões Cafezal e Taquara por apresentarem efeitos intermediários e menores da urbanização respectivamente.

O Ribeirão Cambé faz parte da bacia hidrográfica do Ribeirão Cafezal/Três Bocas. Com aproximadamente 27 km de extensão, este Ribeirão tem sua nascente a oeste de Londrina, no trevo das estradas Londrina/ Cambé – São Paulo/ Curitiba. Trata-se de um dos principais cursos d'água da cidade de Londrina e compreende uma área de aproximadamente 75,8 km², dos quais cerca de 50 km² de drenagem urbana e 26 km² de drenagem em área rural (ALMEIDA, TORRES, 2010, p. 3). Atravessa grande parte da área urbana, apresentando sua cabeceira fortemente influenciada pela rápida expansão urbano-industrial sofrida nas suas imediações com a instalação de um parque industrial e bairros com infra-estrutura precária, fato que tem contribuído para a alteração da qualidade de suas águas (SOARES et al., 2011, p. 40). Dessa forma, esse ribeirão sofre com a descarga de efluentes industriais e de esgotos domésticos sem tratamento adequado, além do uso de

fossas sépticas em níveis próximo ao do curso d'água. Além de interferências químicas e biológicas, o ribeirão também é alvo de alterações de suas características físicas e hidrológicas, devido a construções de barragens, canalização de trechos e ausência de mata ciliar (SANTOS, 1984, YABE; OLIVEIRA, 1998, GOMINHO, 2000).

A bacia do Ribeirão Cafezal faz parte do Ribeirão São Domingos, entre nas latitudes 23°16'30" e 23°22'30"S e as longitudes 51°11'40" e 51°23'30". Abrange parte dos municípios de Londrina, Cambé e Rolândia, com área de aproximadamente 120 km² até o ponto de captação de água da cidade. É o segundo sistema principal de captação de água que abastece a cidade de Londrina. Há extensas áreas de agricultura na região, com diferentes intensidades de utilização, sendo muitas delas erodidas devido à intensidade de uso ser maior que a aptidão agrícola, causando o assoreamento dos ribeirões e com isso tendendo à redução dos seus leitos, e comprometendo o abastecimento de água na cidade (VIZINTIM; DE QUEIROZ NETO 1992, NETO; LIMBERGER, 2002, p. 172). Sua topografica varia de plana a ondulada, com cotas altimétricas entre 450 e 765 metros. No seu sistema hidrográfico, a bacia é composta por 23 afluentes diretos e por 10 subafluentes, distribuídos ao longo dos 41.000 metros de extensão do Ribeirão Cafezal (VIZINTIM; DE QUEIROZ NETO 1992).

A bacia do Ribeirão Taquara tem área de aproximadamente 894 km², recortando os municípios de Londrina, Arapongas, Apucarana, Califórnia e Marilândia do Sul. Apresenta em sua extensão o predomínio de culturas agrícolas, tanto provisórias, quanto permanentes, sendo a cana-de-açúcar, milho e soja as mais expressivas. Além disso, há extensas áreas de pastagem ao longo da bacia, tornando a região conhecida como um dos principais polos bovinos do estado e do país (DELGADO, 2010, p. 67). Sofre, também, impactos oriundos do lançamento inadequado de efluentes domésticos, defensivos agrícolas e supressão da mata ripária.

5.2 AMOSTRAGEM

As coletas de peixes e a tomada dos parâmetros limnológicos foram efetuadas trimestralmente nos três ribeirões estudados (Figura 2), nos meses de março, junho, setembro e dezembro de 2013. Foram selecionadas três estações de amostragem (E1, E2, E3) no trecho superior de cada ribeirão, perfazendo um total de nove estações. Os aspectos gerais quanto à largura e margem podem ser visualizados nas Figuras 3 a 5. Com relação à escolha das estações de amostragem foi considerado o gradiente contínuo. As coordenadas geográficas e as características físicas das estações estão descritas no Quadro 3.

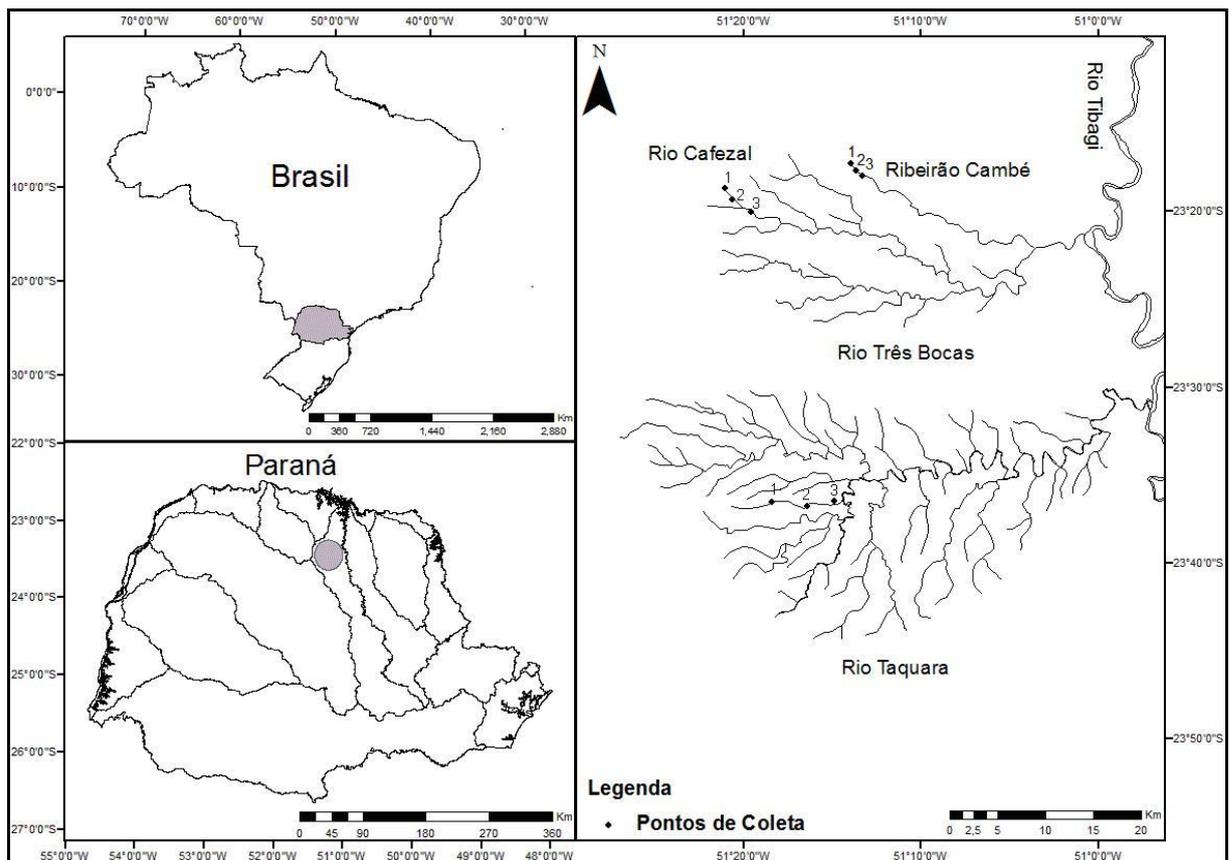


Figura 2 - Localização geográfica das bacias hidrográficas e estações de coleta das assembleias de peixes dos Ribeirões Cambé, Cafezal e Taquara, Município de Londrina, PR no ano de 2013.



Figura 3 - Estações de amostragem do Ribeirão Cafezal: A) Estação 1; B) Estação 2; C) Estação 3.



Figura 4 - Estações de amostragem do Ribeirão Cambé: A) Estação 1; B) Estação 2; C) Estação 3.

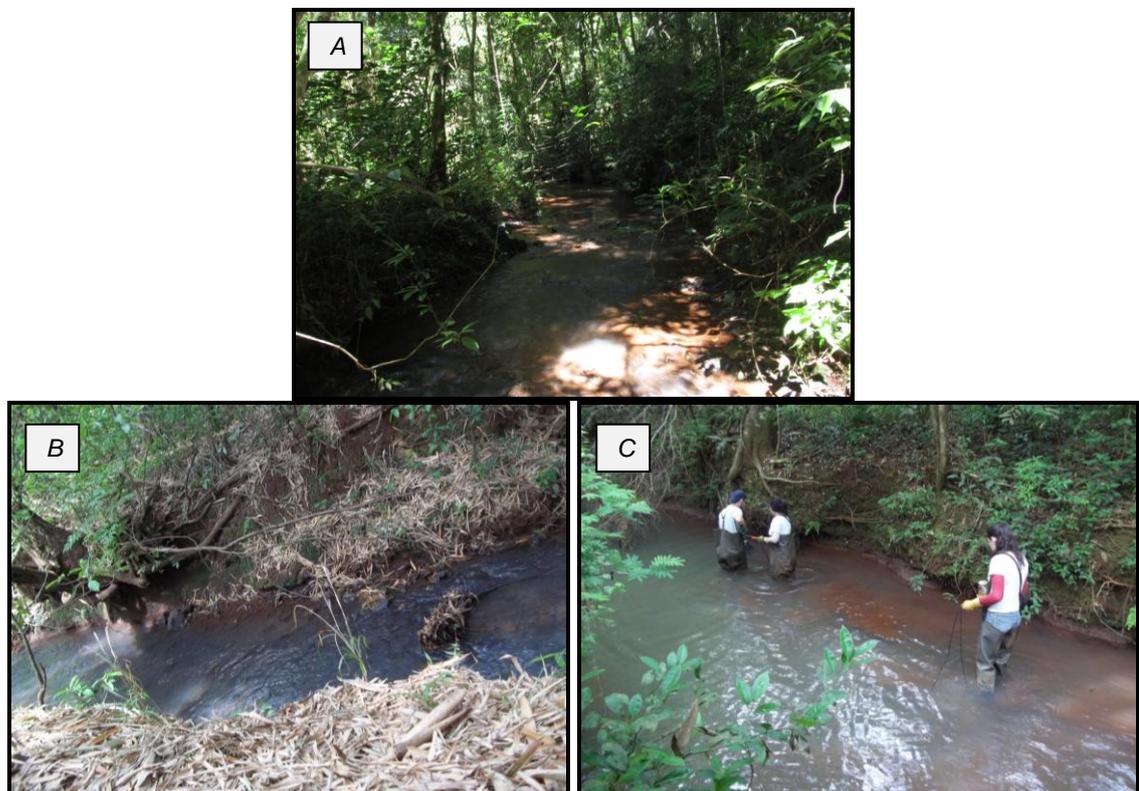


Figura 5 - Estações de amostragem do Ribeirão Taquara: A) Estação 1; B) Estação 2; C) Estação 3.

	Estações de Amostragem	Coordenadas	Largura média (m)	Profundidade média (cm)	Velocidade média (m/s)	Vazão média (m ³ /s)
Cambé	E1	23°18'41,34"; 51°21'3,18"	1,15	15,25	0,1198	0,022
	E2	23°19'17,94"; 51°20'40,56"	1,443	5,55	0,121	0,010
	E3	23°19'55,20"; 51°19'35,11"	1,503	26,5	0,117	0,035
Cafezal	E1	23°17'14,46"; 51°13'58,5"	3,66	24,443	0,036	0,035
	E2	23°17'41,88"; 51°13'37,86"	2,89	25,42	0,232	0,103
	E3	23°17'59,34"; 51°13'17,34"	6,867	26,397	0,461	0,942
Taquara	E1	23°39'34,02"; 51°21'56,7"	3,027	14,333	0,313	0,133
	E2	23°37'54,42"; 51°20'55,2"	2,767	23,333	0,201	0,128
	E3	23°36'30,3"; 51°14'52,2"	4,2	55,443	0,101	0,244

Quadro 3 - Coordenadas e características físicas das estações de amostragem do ano de 2013.

5.3 COLETA

As coletas de peixes foram realizadas sob licença do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO; Licença permanente nº 28.113-1/2011). Em cada estação de amostragem, um trecho de 50 m foi cercado com redes de malha fina (2 mm) (Figura 6) e os peixes presentes nesta extensão foram coletados utilizando equipamentos de pesca manual (rede de espera, puçá - malha 2mm, arrastinho - malha 2mm, peneira e tarrafa). O esforço amostral foi de 40 minutos de pesca ativa, o qual foi definido a partir da curva de suficiência de espécies de uma coleta piloto realizada em 2012. A pesca ativa foi realizada por três pessoas em cada estação (Figura 7). Uma vez que o projeto abrange a identificação dos itens alimentares dos peixes, os indivíduos capturados foram diretamente fixados em solução de formol 10%.



Figura 6 – Estação de amostragem cercada com rede de espera.



Figura 7 - Coleta de peixes manual realizada em 2013.

Os parâmetros limnológicos foram medidos no local juntamente com as coletas da ictiofauna, com a utilização de aparelhos de medição portáteis (ver item 6.4.2). Em laboratório, os indivíduos foram identificados com auxílio de chaves de identificação (GRAÇA; PAVANELLI, 2007) ou com a comparação dos exemplares

presentes na Coleção Ictiológica do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura da Universidade Estadual de Maringá. Os exemplares coletados e fixados se encontram no Laboratório de Ecologia Teórica e Aplicada da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina (Figura 8).



Figura 8 - Exemplares das coletados fixados em formol 10%, preservados no Laboratório de Ecologia Teórica e Aplicada da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina.

5.4 PARÂMETROS DE MONITORAMENTO E ANÁLISE

5.4.1 Parâmetros Ecológicos das Comunidades

O padrão de diversidade de espécies de peixes foi avaliado através dos índices de diversidade α e de diversidade β . A diversidade α foi utilizada para avaliar a riqueza de espécies de cada Ribeirão, sendo calculada através da riqueza de espécies (S) (ODUM; BARRETT, 2007, p. 38). A riqueza de espécies se definida como o número de espécies capturadas em uma estação de amostragem em cada data de amostragem.

A diversidade beta foi utilizada para avaliar as variações espaço-temporais na composição específica das assembleias, estimada de acordo com os modelos β_1 e β_2 propostos por Harrison, Ross e Lawton (1992, p. 153), por meio das equações (6) e (7) apresentadas no tópico 5.2. Duas escalas espaciais foram estudadas: nas estações de amostragem e em cada um dos ribeirões estudados ao longo do ano de 2013.

$$\beta_1 = \left\{ \left[\frac{S}{\alpha_{med}} - 1 \right] / (N - 1) \right\} * 100, e \quad (6)$$

$$\beta_2 = \left\{ \left[\frac{S}{\alpha_{máx}} - 1 \right] / (N - 1) \right\} * 100. \quad (7)$$

Para a análise nas estações de amostragem ao longo de gradientes espaciais, foi utilizado a riqueza S = como o total de espécies nas estações de amostragem, α_{med} = riqueza média de espécies, α_{max} = riqueza máximo de espécies das coletas dentro de cada estação, e N = número de coletas em cada estação de amostragem.

Para análise dentro de cada um dos ribeirões foi utilizada diferenciação ao longo de gradientes espaciais e temporal, com o número de S = total de espécies no ribeirão, α_{med} = riqueza média de espécies das estações de amostragem, α_{max} = riqueza máxima de espécies entre as estações em cada ribeirão, e N = número de estações de amostragem.

Nos dois índices, o valor 0 indica que as as estações ou os ribeirões têm uma composição semelhante de espécies (sem mudança) e o valor 100 indica que as estações ou os ribeirões não apresentam espécies compartilhadas (mudança total).

Enquanto β_1 é uma comparação direta entre as estações de cada zona dos gradientes espaciais, β_2 mede o valor pelo qual a diversidade regional é superior à diversidade máxima de cada estação. β_1 e β_2 convergem quando a α - diversidade é pequena (HARRISON, ROSS E LAWTON 1992). Os cálculos das diversidades e as figuras relacionadas foram gerados nos programas Excel 2007 e Statistica 7.

5.4.2 Parâmetros Limnológicos

As áreas de coletas também foram analisadas do ponto de vista limnológico, com o intuito de caracterizá-las e monitorá-las ambientalmente. Para tais análises limnológicas foram estimados os seguintes parâmetros: condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, pH, temperatura da água, turbidez.

A condutividade expressa a capacidade da água conduzir corrente elétrica. Depende das concentrações iônicas e da temperatura e indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água, portanto, representa uma medida indireta da concentração de nutrientes e poluentes (CETESB, 2011, p. 246).

O oxigênio proveniente da atmosfera dissolve-se nas águas naturais, devido à diferença de pressão parcial. As correntezas promovem a oxigenação das águas devido à agitação constante na maioria dos trechos dos rios, no entanto há determinadas áreas onde a turbulência é maior que em outras, o que pode gerar variações na quantidade de oxigênio dissolvido (DE OLIVEIRA, 2011, p. 02).

O potencial hidrogeniônico (pH) é considerado dentre os parâmetros de maior relevância, pois muitas reações químicas que ocorrem no meio são intensamente afetadas pelo seu valor..

Em ambientes aquáticos a temperatura tem influência direta nos processos metabólicos ocorridos ao longo da coluna d' água, e é um fator determinante na oxidação da matéria orgânica contida nesse ambiente. A temperatura também pode ser um fator de colonização ecológica nesses ambientes, determinando ou restringindo a permanência de algumas espécies em determinados habitats aquáticos. Além disso, os organismos apresentam temperaturas ótimas para crescimento e limitações de temperatura para migração, desova e incubação do ovo (CETESB, 2011, p.4).

A turbidez é uma característica resultante da presença de sólidos suspensos na coluna d'água, os quais interferem na dispersão da luz, devido à presença de partículas de matérias inorgânica e orgânica (CETESB, 2011, p. 248).

Para avaliar a condutividade foi utilizado o condutivímetro (Instrutherm, Modelo: CD-860), para medir parâmetros como oxigênio dissolvido e a temperatura utilizou-se o oxímetro (Políterm, Modelo: POL-60). A aferição do pH foi realizada com

pHmetro (TecnoPON, Modelo: MPA210 P), e da turbidez foi realizada com turbidímetro (TecnoPON, Modelo: TB 1000 P). É importante salientar que todos os equipamentos foram calibrados previamente.

Os índices foram tomados a partir de uma medição no centro de cada estação de amostragem.

5.5 ANÁLISES DE DADOS

As diferenças entre as médias dos parâmetros limnológicos das estações de amostragem e ribeirões foram avaliadas pela análise de variância (ANOVA), com o objetivo de testar a hipótese nula de que os ribeirões submetidos a diferentes graus de conservação não apresentam diferenças limnológicas significativas. Eventuais correlações entre os parâmetros limnológicos e os parâmetros da estrutura da assembleia de peixes foram avaliadas pela matriz de correlação de Pearson.

As variáveis abióticas e os valores de betas foram sumarizadas pela análise de componentes principais (PCA). A seleção dos eixos para interpretação foi realizada de acordo com o modelo de *broken stick* (JACKSON, 1993), o que cria uma distribuição de autovalores nulo para efeitos de comparação com os autovalores observados. Só autovalores maiores que os esperados por acaso foram retidos para interpretação, ou seja, indicando eixos com padrões significativamente diferentes daqueles encontrados por acaso.

Para obtenção de dados com distribuição normal, exigida pelos testes realizados, todos os dados limnológicos, foram normalizados a partir da transformação em $\log_{10}(x+1)$ previamente à análise.

Também foi utilizado o teste de Mantel (FORTIN; GUREVITCH, 1993) para avaliar a hipótese nula de que padrões diversidade β são aleatórios e, portanto, não é afetado por gradientes espaciais. O teste de Mantel avalia a correlação entre a matriz de pares índices diversidade β e uma matriz modelo, com valor 0 para os pares de estações de amostragem que pertencem ao mesmo Ribeirão e o valor 1 àquelas que pertencem a Ribeirões diferentes.

Os cálculos de PCA e Mantel foram realizados no programa PC-Ord versão 5.0 (McCUNE & MEFFORD 1997), enquanto que a ANOVA e a correlação de Pearson foram, realizadas no software Statistica versão 10, ambos no laboratório de Ecologia Teórica e Aplicada da UTFPR/Câmpus Londrina. O número da licença dos programas utilizados está disponível na Diretoria de Pesquisa e Pós-Graduação – DIRPPG.

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1 CARACTERIZAÇÃO GERAL DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES

Um total de 2001 indivíduos pertencentes a 9 famílias e 22 espécies foram capturadas ao longo do ano de 2013 nos ribeirões estudados (Tabela 1). As variações detectadas nos números e composições das espécies entre os ribeirões estão provavelmente relacionadas às diferenças quanto à estrutura física e as dinâmicas hidrológica e limnológica, bem como em função da qualidade ambiental dos locais e das interferências externas.

Tabela 1 – Relação e abundância de espécies coletadas nos Ribeirões Cafezal, Cambé e Taquara em 2013, bacia do rio Tibagi

Espécies	Ribeirão Cafezal	Ribeirão Cambé	Ribeirão Taquara	Status	Abundância Total de Espécies
Characiformes					
Characidae					
<i>Astyanax aff. paranae</i> (EIGENMANN, 1914)	8	8	16	nativa	32
<i>Astyanax altiparanae</i> (GARUTTI; BRITSKI, 2000)	0	32	0	nativa	32
<i>Astyanax bockmanni</i> (VARI; CASTRO, 2007)	1	3	27		31
<i>Bryconamericus aff. iheringi</i> (BOULENGER, 1887)	0	0	56	nativa	56
<i>Piabina argentea</i> (REINHARDT, 1867)	0	0	3	nativa	3
Crenuchidae					
<i>Characidium aff. zebra</i> (EINGENMANN, 1909)	0	0	26	nativa	26
Erythrinidae					
<i>Hoplias</i> sp2	0	2	0	nativa	2
Gymnotiformes					
Gymnotidae					
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (VALENCIENESS, 1839)	3	13	0	nativa	16
Perciformes					
Cichlidae					
<i>Geophagus brasiliensis</i> (QUOY; GAIMARD, 1824)	1	66	20	nativa	87
<i>Oreochromis niloticus</i> (LINNAEUS, 1758)	0	8	0	exótica	8
<i>Tilapia rendalli</i> (BOULENGER,	0	515	12	exótica	527

1897)

Cyprinodontiformes

Poeciliidae

<i>Poecilia reticulata</i> (PETERS, 1859)	657	132	21	exótica	810
---	-----	-----	----	---------	-----

Siluriformes

Heptapteridae

<i>Imparfinis borodini</i> (MEES; CALA, 1989)	0	0	1	nativa	1
---	---	---	---	--------	---

<i>Imparfinis mirini</i> (HASEMAN, 1911)	18	0	198	nativa	216
--	----	---	-----	--------	-----

<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (SCHUBART, 1964)	0	0	7	nativa	7
--	---	---	---	--------	---

<i>Rhamdia quelen</i> (QUOY; GAIMARD, 1824)	1	2	9	nativa	12
---	---	---	---	--------	----

Loricariidae

<i>Hypostomus ancistroides</i> (IHERINGI, 1911)	15	36	24	nativa	75
---	----	----	----	--------	----

<i>Hypostomus margaritifer</i> (REGAN, 1908)	0	0	1	nativa	1
--	---	---	---	--------	---

<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (SCHUBART, 1964)	0	0	9	nativa	9
---	---	---	---	--------	---

<i>Rineloricaria pentamaculata</i> (LANGEANI. DE ARAUJO, 1994)	0	0	24	nativa	24
--	---	---	----	--------	----

Trichomycteridae

<i>Trichomycterus diabolus</i> (BOCKMANN, CASATTI; DE PINNA, 2004)	5	0	17	nativa	22
--	---	---	----	--------	----

<i>Trichomycterus</i> sp.	1	0	3	nativa	4
---------------------------	---	---	---	--------	---

O Ribeirão Cambé apresentou a maior abundância (817 indivíduos, Tabela 2), seguido pelo Ribeirão Cafezal (710), ambos com as menores riqueza de espécies (Cafezal: 10; Cambé: 11). Embora o Ribeirão Taquara tenha apresentado a menor abundância de peixes, foi onde ocorreu a maior riqueza (18 espécies). *Poecilia reticulata* e *Tilapia rendalli* (Figura 9), ambas exóticas, foram espécies que apresentaram maiores valores de abundância nas coletas ao longo do ano, com 810 e 527 indivíduos. Sendo que cerca de 81% do total de *Poecilia reticulata* ocorreram no Ribeirão Cafezal e 97% do total de *Tilapia rendalli* ocorreram no Ribeirão Cambé. *Imparfinis mirini* foi a terceira espécie de maior abundancia, com 216 indivíduos, e 91,7% ocorrendo no Ribeirão Taquara. Essa espécie é indicadora de ambientes que dispõem de boa oferta de recursos, com dieta principalmente composta de larvas aquáticas de Diptera e Trichoptera e ninfas de Ephemeroptera (CASATTI; LANGEANI; CASTRO, 2001). Esses autores verificaram que os indivíduos dessa

espécie são comumente encontrados em fundos de seixos, cascalhos e areia grossa.

Tabela 2 - Riqueza de espécies e abundância da assembleia de peixes capturada no ano de 2013 nos ribeirões estudados

	Riqueza (S)	Abundância
Ribeirão Cafezal	10	710
Ribeirão Cambé	11	817
Ribeirão Taquara	18	474
Total	22	2001

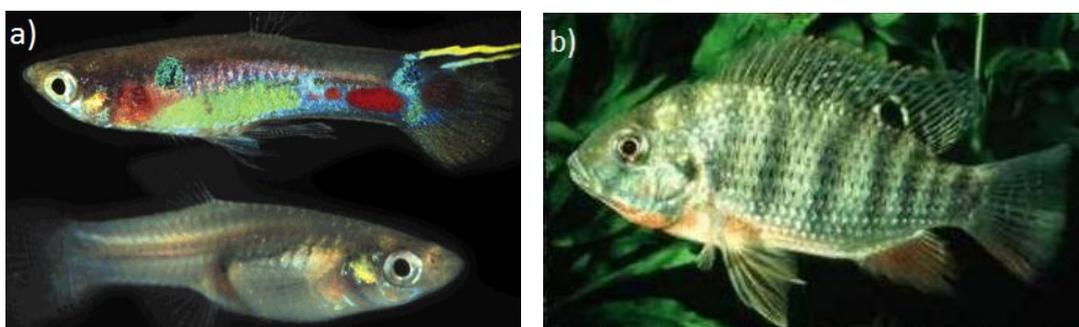


Figura 9 - Espécies exóticas presentes nas coletas dos ribeirões estudados no ano de 2013. A) *Poecilia reticulata*; B) *Tilapia rendalli*.

Fonte: Site Fishbase. Disponível em: < <http://www.fishbase.org/> >.

Os altos valores de ocorrência da espécie *Poecilia reticulata* nos Ribeirões Cafezal e Cambé confirmam o resultado encontrado em 2012 por Gambarotto, Oliveira e Marcucci (2013) para esses ribeirões. Esses autores verificaram maior abundância dessa espécie em locais com maior concentração de fósforo e menor concentração de oxigênio dissolvido. No entanto, nesse mesmo estudo não foi verificada a ocorrência dessa espécie no Ribeirão Taquara, e em 2013 a espécie aparece com 21 indivíduos nesse ribeirão.

Essa espécie é considerada oportunista e r-estrategista, com elevado potencial reprodutivo (CASATTI et al. 2004).

Poecilia reticulata, é uma espécie exótica de interesse aquarístico que foi introduzida nos ambientes naturais, apresentando capacidade de resistência em ambientes com influências antrópicas, sendo capaz de sobreviver até mesmo em águas contaminadas por metais pesados (ARAÚJO, 1998; LEMES; GARUTTI,

2002). É uma espécie oportunista que se alimenta de detritos variados (OLIVEIRA; BENNEMANN, 2005), resistente a altas temperaturas, salinidade e baixas concentrações de oxigênio dissolvido. Essas características fazem com que essa espécie apresente vantagens sobre as espécies nativas, tornando-a abundante nesses ambientes alterados. Portanto, o aparecimento da espécie pode estar diretamente relacionado à degradação que o local vem sofrendo ao longo dos anos em função do uso agrícola do solo (DELGADO, 2010), causando variações químicas da água devido ao uso de pesticidas e fertilizantes e alterando a estrutura da assembleia íctica. Estudos tem demonstrado que a maioria dos riachos urbanos de Londrina tem apresentado grande abundância de *Poecilia reticulata* (OLIVEIRA; BENNEMANN, 2005, VIEIRA; SHIBATTA, 2007, GAMBAROTTO; OLIVEIRA; MARCUCCI 2013).

Embora a espécie exótica *Tilapia rendalli* seja também resistente às alterações no ambiente, a não ocorrência desta no Ribeirão Cafezal pode estar relacionada à competitividade por recursos com a espécie *Poecilia reticulata*, visto que ambas são detritívoras (OLIVEIRA; BENNEMANN, 2005). A espécie *Tilapia rendalli* é nativa do continente africano e foi introduzida no Brasil devido seu valor comercial para pesca (SMITH; ESPÍNDOLA; ROCHA, 2005) e sua presença nos ribeirões é considerada uma consequência da urbanização. Ainda em comparação com o estudo Gambarotto, Oliveira e Marcucci (2013), o número de indivíduos dessa espécie no Ribeirão Cambé aumentou bruscamente de 2012 para 2013, passando de 7 para 515, podendo estar associado à introdução de indivíduos jovens com finalidade de povoamento e piscicultura. Entre as estações de coleta 1 e 2 no ribeirão Cambé há dois grandes reservatórios, os quais promovem retenção de sedimentos e nutrientes próxima a cabeceira do ribeirão, favorecendo iniciativas de repovoamento e colonização. Outra diferença foram os novos registros da espécie *Tilapia rendalli* no Ribeirão Taquara, confirmando que esse ribeirão está sofrendo alterações que estão promovendo a ocorrência de espécies exóticas.

No ano de 2013 os Ribeirões Cambé e Taquara foram os que apresentaram o maior número de espécies em comum e, em geral, o compartilhamento de espécies não apresentou valores discrepantes entre os pares de ribeirões. Ocorreram seis espécies em comum entre três os ribeirões (Tabela 3), *Astyanax aff. paranae*, *Astyanax bockmanni*, *Geophagus brasiliensis*, *Hypostomus ancistroides*,

Poecilia reticulata e *Rhamdia quelen*, ou seja, cerca de 27% do total de espécies coletadas no ano de 2013 estão presentes em todos os três ribeirões. As diferentes condições de conservação dos ribeirões e das áreas do entorno podem explicar as grandes diferenças observadas na composição de espécies.

Tabela 3 - Número de espécies de peixes compartilhadas entre os pares de ribeirões, capturadas no ano de 2013

	Ribeirão Cafezal	Ribeirão Cambé	Ribeirão Taquara
Ribeirão Cafezal	10	-	
Ribeirão Cambé	7	11	-
Ribeirão Taquara	9	7	18

No ano de 2013 foram encontradas 11 espécies exclusivas, ou seja, espécies presentes em apenas um dos ribeirões, correspondendo a cerca de 50% do total de espécies coletadas nesse ano. Este fato pode evidenciar que os ribeirões ainda mantêm condições naturais que permitem a ocorrência e segregação espacial de espécies nativas, a despeito do seu grau de intervenção antrópica.

6.2 CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DOS RIBEIRÕES ESTUDADOS

Com relação aos parâmetros limnológicos, a condutividade foi a única que demonstrou variação significativa entre os ribeirões, de acordo com o resultado da análise de variância. A Figura 10 apresenta os valores das médias de condutividades elétrica nos ribeirões estudados no ano de 2013.

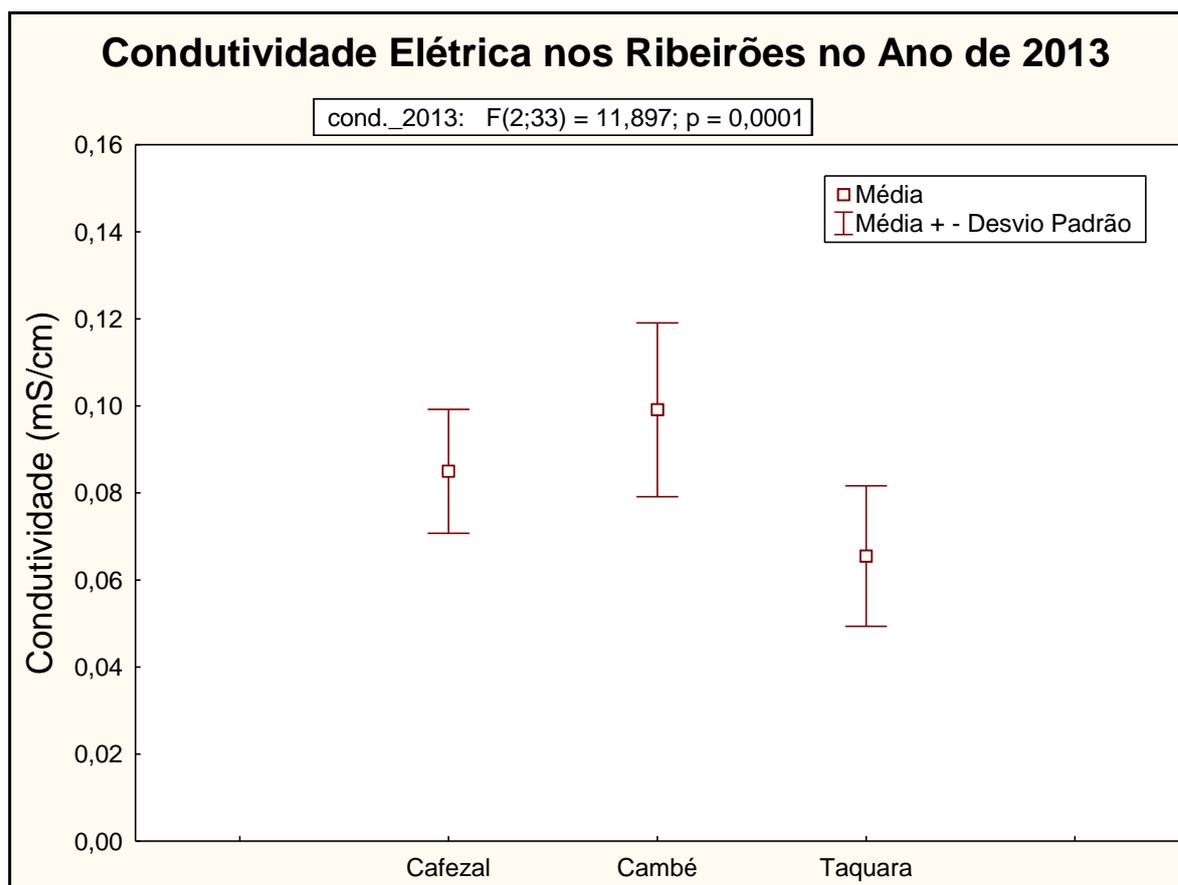


Figura 10 - Condutividade elétrica nos ribeirões estudados (Cafezal, Cambé e Taquara), no ano de 2013.

As maior média de condutividade elétrica foi detectada no ribeirão Cambé e menores no Taquara. O Ribeirão Cambé revelou o maior valor de condutividade, o que pode estar associado com o efeito do intenso escoamento superficial urbano, carreando sedimento e materiais da área urbana adjacente. Esse processo tem se intensificado pela ausência de vegetação ripária em grandes extensões nesse trecho superior da sua bacia.

O ribeirão Taquara apresentou a menor média de condutividade anual em relação aos demais. Os valores baixos de condutividade podem estar associados a quantidades baixas de material alóctone e baixa quantidades de nutrientes no ribeirão (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

A Tabela 4 apresenta os parâmetros limnológicos medidos nas estações de amostragem no ano de 2013.

Tabela 4 – Parâmetros limnológicos nas estações de amostragem ano de 2013

Estações de Amostragem	Condutividade (mS/cm)	OD (mg/L)	pH	Temperatura (°C)	Turbidez (UNT)
E1 - Cafezal	0,095	6,433	7,305	21,900	1,879
E2 - Cafezal	0,085	6,900	7,568	21,000	24,045
E3 - Cafezal	0,075	7,767	7,787	20,933	23,875
E1 - Cambé	0,099	6,400	6,858	21,767	13,852
E2 - Cambé	0,095	8,133	8,355	22,667	10,098
E3 - Cambé	0,104	6,267	7,798	21,833	5,195
E1 - Taquara	0,055	8,633	8,852	21,050	26,370
E2 - Taquara	0,067	9,400	8,297	19,325	11,716
E3 - Taquara	0,075	6,533	8,556	18,650	19,459

Embora os ribeirões apresentem interferências antrópicas, os valores de condutividade não foram acima do esperado para águas poluídas ($100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; DE OLIVEIRA, 2011, p. 02). O pH também se manteve na faixa exigida pela Resolução CONAMA 357/05 (p.10), entre 6,0 a 9,0, para todos ribeirões.

Em a temperatura da água se manteve na faixa de 17 à 23 °C, sendo que não houve grandes alterações nas estações de cada ribeirão.

Os valores de OD se mantiveram acima do estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 (p.10) para a preservação de vida aquática (5 mg/L). Segundo Tundisi e Tundisi (2008) a baixa concentração de oxigênio dissolvido na água, valores menores que 2 mg/L, causam hipoxia, podendo ser prejudicial a biota aquática em geral.

6.3 PADRÕES DE DIVERSIDADE β AO LONGO DO GRADIENTE LONGITUDINAL DE RIBEIRÕES DE 1ª ORDEM

Os diferentes ribeirões revelaram distintos padrões de diversidade β ao longo dos seus respectivos gradientes longitudinais. A Figura 11 apresenta os valores de diversidade beta (β_1 e β_2) ao longo dos ribeirões no ano de 2013. Os valores do índice β_1 sempre foram superiores àqueles do β_2 em todas as estações de coleta

dos ribeirões estudados. Segundo Harrison, Ross e Lawton (1992), β_1 converge para β_2 quando a riqueza de espécies dos ambientes analisados é relativamente baixa. De acordo com esses autores, os dois índices expressam diferentes aspectos da diversidade regional, enquanto β_1 mede a persistência de espécies ao longo do espaço, em função dos valores de espécies compartilhadas entre as estações de amostragem, β_2 mede quanto a composição de espécies se altera ao longo desse mesmo espaço.

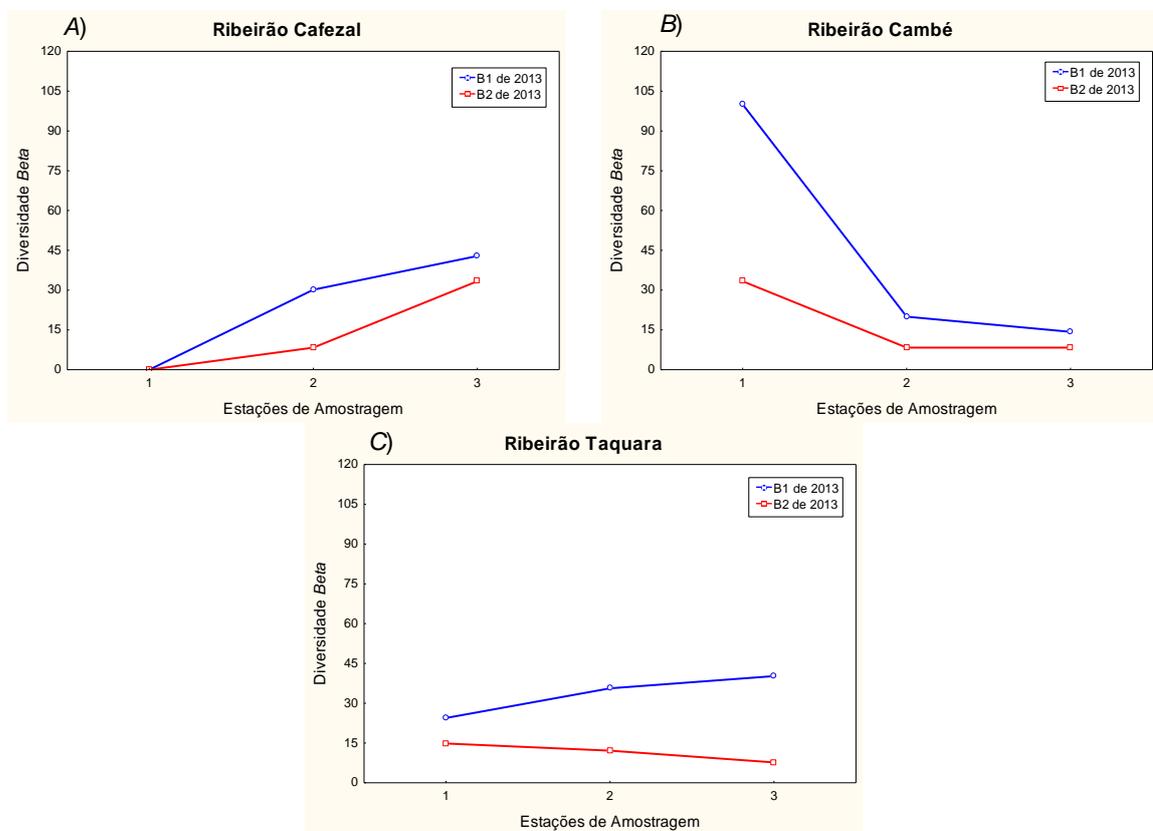


Figura 11 - Valores de diversidade beta (β_1 e β_2) ao longo dos ribeirões no ano de 2013. A) Ribeirão Cafezal; B) Ribeirão Cambé, e C) Ribeirão Taquara.

Marinoni e Ganho (2006) ao estudar a diversidade β de insetos da Ordem Coleoptera em uma paisagem antropizada do Bioma Araucária, no Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná, também verificaram diferenças significativas entre os índices β_1 e β_2 .

Anderson et al. (2011), em um estudo dos vários índices de diversidade β , defendem o uso de um conjunto de medidas, dirigido por hipóteses específicas, pois

as comunidades têm uma variedade de propriedades ecológicas de interesse e esta abordagem pode revelar diretamente a natureza das mudanças na estrutura da comunidade.

No Ribeirão Cafezal, tanto os valores da diversidade β_1 como de β_2 , ascenderam consideravelmente ao longo do gradiente longitudinal indicando que há diferença na estrutura da assembleia de peixes de uma estação para a outra, com possíveis efeitos de variação na riqueza e substituição de espécies. Houve um expressivo aumento em β_1 da estação 1 para a estação 2 (E1: $\beta_1=0$; E2: $\beta_1=30,16$; Figura 11- A), seguindo crescendo significativamente na estação 3 (E3: $\beta_1=42,86$). Essas alterações nos valores da diversidade β provavelmente refletem aumento da heterogeneidade estrutural do gradiente longitudinal do ribeirão, com variação na oferta de recursos. Segundo Harrison, Ross e Lawton (1992), o aumento significativo na diversidade β_1 indica que houve diminuição da diversidade local média (α_{med} = riqueza média). Por outro lado, o aumento de β_2 está relacionado à redução do α_{max} (riqueza máxima) (HARRISON; ROSS; LAWTON, 1992).

Quando se analisa as riquezas média de espécies de cada estação ao longo do ano de 2013 (Tabela 5), é possível perceber que ela diminui ao longo do ribeirão Taquara, enquanto se verificou um aumento da riqueza máxima, o que justifica o incremento da β_1 , bem como uma redução da β_2 ao longo do gradiente longitudinal. Essa resposta da assembleia é comumente esperada para riachos que não estejam submetidos a estresse ambiental, visto que a diversidade de espécies, em geral, tende a aumentar de montante à jusante (GARUTTI, 1988; BENNEMANN; SILVA-SOUZA; ROCHA, 1995), devido ao aumento da diversidade de características heterodinâmicas e morfológicas atrativas. Por outro lado, os ribeirões Cafezal e Cambé não apresentaram esse padrão, revelando maiores riquezas médias e máximas na estação de amostragem 2, o que pode indicar redução da qualidade ambiental ao longo do gradiente longitudinal desses sistemas lóticos.

Tabela 5 - Riquezas médias e máximas das estações de amostragem durante as quatro coletas realizadas nos três ribeirões estudados no ano de 2013

	Ribeirão Cafezal		Ribeirão Cambé		Ribeirão Taquara	
	α_{med}	α_{max}	α_{med}	α_{max}	α_{med}	α_{max}
E1	1	1	0,5	1	7,5	9
E2	5,25	8	6,25	8	7,25	11
E3	1,75	2	3,5	4	7,25	13

Ao se comparar as diversidades β entre estações de amostragem dos ribeirões, observou-se que as estações com maiores β_1 variaram entre os ribeirões (Tabela 6). Já a variação do β_2 entre as estações corrobora o que preconiza Harrison, Ross e Lawton (1992), segundo os quais espera-se aumento da diversidade β com o aumento da distância entre as áreas amostradas. Esse padrão foi verificado nos ribeirões Cafezal e Cambé, justamente aqueles que aparentemente revelam menor integridade ambiental, principalmente nas estações mais a montante (cabeceira) e mais a jusante. Dessa forma, a substituição de espécies com o aumento da distância pode estar relacionada com a zonação típica dos riachos, a qual cria diferenciação dos habitats e das condições ambientais, distribuindo as espécies de peixes em função das suas preferências e características morfológicas (TUNDISI; TUNDISI, 2008). Entretanto, a substituição de espécies também pode ser resultado da alteração das estruturas física e química dos ambientes, em decorrência de impactos ambientais que reduzem a integridade dos habitats.

Cunico, Agostinho e Latini (2006) encontraram um padrão semelhante de substituição de espécies ao longo dos córregos Mandacaru e Nazaré, da cidade de Maringá (PR), sendo que a maior heterogeneidade ocorreu entre o segmento intermediário e a foz do córrego Mandacaru, considerado pelos autores um córrego sob forte impacto urbano.

Tabela 6 - Valores dos índices de diversidade beta β_1 e β_2 entre as estações de coletas ao longo dos Ribeirões Cafezal, Cambé e Taquara no ano de 2013.

	Cafezal		Cambé		Taquara	
	β_1	β_2	β_1	β_2	β_1	β_2
E1 x E2	31,428	3,571	28,042	3,571	16,707	6,494
E2 x E3	26,531	3,571	17,948	5,357	19,212	4,396
E1 x E3	27,273	14,286	28,571	7,142	18,644	4,396

Especificamente em relação aos padrões de diversidade β ao longo do ribeirão Cafezal, a estação 1 apresentou completa similaridade, β_1 e β_2 iguais à zero, em função de se ter coletado uma única espécie (*Poecilia reticulata*) nas quatro coletas realizadas ao longo do ano. Contudo, embora a estação tenha apresentado elevada abundância dessa espécie, a ocorrência de apenas uma espécie indica que não houve modificações na estrutura da assembleia de peixes em relação às coletas realizadas no ano de 2013.

O fato de essa estação apresentar a riqueza mínima pode estar relacionado com o seu grau de integridade ambiental. Trata-se de um trecho do ribeirão sob forte influência antrópica, com altos valores de condutividade elétrica e baixa concentração de oxigênio dissolvido. Essas condições limnológicas podem estar restringindo a ocorrência de espécies nativas, o que justificaria o fato da única espécie coletada ser uma exótica adaptada a ambientes impactados. Os riachos que apresentam boas condições de integridade possuem normalmente espécies de peixes nativas com várias classes de tamanhos e estrutura trófica bem balanceada (LYONS et al., 1995). Em comparação com os dados de Gambarotto, Oliveira e Marcucci (2013), conclui-se que esse ambiente está sofrendo com as alterações ambientais, visto que a diversidade diminuiu de 2012 para 2013.

Já na estação 2 o índice de diversidade β_1 se afastou de β_2 , indicando aumento na variação da diversidade α durante as coletas. Em geral, o aumento da diversidade α faz com que a diversidade β_1 apresente valores mais elevados em relação à β_2 (HARRISON; ROSS; LAWTON, 1992 p. 153). Contudo, analisando os índices de β_1 e β_2 na estação 3, nota-se que tendem a se aproximarem, refletindo a proximidade dos valores de α_{med} e α_{max} (E3: $\alpha_{med} = 1,75$ e $\alpha_{max} = 2$) (Tabela 5). Essa tendência também pode ser observada no Ribeirão Cambé, no entanto o mesmo

não ocorre no Ribeirão Taquara, no qual β_1 e β_2 se afastam consideravelmente na estação 3. Esse comportamento era esperado para esses ribeirões, pois os ambientes mais impactados tendem a apresentar maior homogeneidade na diversidade α ao longo do ano.

No Ribeirão Cambé os padrões de diversidade β_1 e β_2 manifestaram-se de forma diferente em relação ao Ribeirão Cafezal (Figura 11- B), pois apresentou queda tanto em β_1 como β_2 ao longo do gradiente longitudinal, refletindo a tendência esperada de homogeneidade do ribeirão em razão de sofrer maior pressão impactante da zona urbana de Londrina. Porém, a queda de β_1 ocorre de forma mais brusca que em β_2 , indo de total dissimilaridade ($\beta_1 = 100$), para índices de similaridade comuns medianos ($\beta_1=20$).

Nesse contexto, quando foi analisada a diversidade β_1 entre as estações do ribeirão Cambé (Tabela 6), verificou-se alta variação na estrutura da assembleia de peixes da estação 1 para 2 ($\beta_1= 28,04$), isso devido ao aparecimento de novas espécies estação 2, possivelmente pela melhora das condições ambientais, como nas concentrações de OD e no pH, bem como na disponibilidade de recursos. Na estação de amostragem 2 ocorreu maior número de espécies, porém com predominância das espécies resistentes a ambientes poluídos, sendo as mais abundantes a própria *Poecilia reticulata* e *Tilapia rendalli*.

Em relação ao padrão verificado entre as estações 2 e 3 do ribeirão Cambé, observou-se que β_1 apresentou uma queda suave e β_2 se manteve constante. Conforme observado anteriormente, a estação 3 exibe baixa qualidade ambiental refletindo na baixa diversidade. Observações *in loco* atestam que essa estação serve de passagem e bebedouro de animais, com impacto direto da urbanização, refletindo nos valores altos de condutividade elétrica. A variação de β_1 entre as suas estações foi baixa ($\beta_1=17,95$) em relação às demais, representando maior similaridade entre elas, devido não só a proximidades dos ambientes, a semelhança na disponibilidade de recursos alimentares causada pelo fluxo das águas (MARGALEF, 1983, p. 712), mas também pelos impactos que esses ambientes vem sofrendo, tendendo homogeneidade de recursos. Nesse contexto, pode-se inferir que na estação 1 ocorreu a maior variação de espécies de peixes ao longo das coletas realizadas no ano de 2013, convergindo para um padrão de estabilidade com menor variação na riqueza de espécies nos trechos mais a jusante.

A dissimilaridade total observada inicialmente no ribeirão Cambé pode ser explicada pelo fato de que em duas tentativas de coletas realizadas ao longo de 2013 não foi coletado nenhum indivíduo. No entanto, ainda que o resultado gere dúvidas se houve de fato algum problema local ou se foi originado por erro de amostragem, tendo em vista que pode ter ocorrido falhas de cunho humano na coleta manual, sabe-se que o ambiente lótico das áreas de cabeceira, devido às suas características típicas (baixa profundidade, menor largura das margens), apresenta naturalmente ampla variabilidade natural do nível hidrométrico.

As diversidades β_1 e β_2 entre as estações de amostragem 1 e 3 foram altas ($\beta_1 = 28,57$; $\beta_2 = 7,15$) em relação às demais, demonstrando menor similaridade entre elas e maior substituição de espécies, ou seja, o número de espécies comuns entre esses dois ambientes é baixo, o que é um esperado em função da distância entre ambientes diferentes e com isso influenciando na diversidade β (HARRISON; ROSS; LAWTON, 1992). O perfil longitudinal dos riachos começa com declividade mais acentuada e sinuosa a jusante, o que confere mudanças nas características hidrológicas e geomorfológicas, como a diminuição da velocidade, diferenças na deposição de material particulado e a criação de novos habitats e, por conseguinte, alteram o padrão de distribuição da biota (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Os valores de diversidade β do Ribeirão Taquara apresentaram mudanças suaves ao longo do ribeirão, com β_1 tendendo a aumentar e β_2 a diminuir (Figura 11 - C), demonstrando que durante as coletas do ano 2013 houve aumento da variação da diversidade, porém sem aumento importante do *turnover*. Os valores desses índices tenderam a se diferenciar ao longo do gradiente longitudinal (E3: $\alpha_{med}=7,25$ e $\alpha_{max}=13$) (Tabela 5). Os valores da diversidade β_1 variaram em função da pequena variação da diversidade α_{med} ao longo do gradiente longitudinal do ribeirão (E1: $\alpha_{med}=7,5$; E2: $\alpha_{med}=7,25$; E3: $\alpha_{med}=7,25$), enquanto a queda dos padrões de β_2 foi devido ao aumento da diversidade máxima ao longo desse gradiente (E1: $\alpha_{max}=9$; E2: $\alpha_{max}=11$; E3: $\alpha_{max}=13$), seguindo o padrão esperado para ribeirões ambientalmente mais íntegros.

O índice de β_1 apresentou valor menor na estação 1, representando menor variação na composição de espécies durante 2013, e maior substituição de espécies nesse ambiente (maior valor de β_2). A cabeceira sofre mais com as variações no nível d'água modificando a distribuição espacial dos micro-habitats. Perturbações

como trombas d'água e processos erosivos em riachos influenciam na organização e reorganização das comunidades, podendo apresentar estruturas em mosaicos nos diferentes trechos (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

A estação 2 apresenta maior variação na estrutura da assembleia do que a estação 1 (E1: $\beta_1 = 24,44$; E2: $\beta_1 = 35,63$), porém a substituição de espécies é menor que em 1 (E1: $\beta_2 = 14,815$; E2: $\beta_2 = 12,12$). Apesar do elevado valor de substituição de espécies entre essas estações ($\beta_2 = 6,494$) (Tabela 6), os valores de β_1 mostram maior similaridade da assembleia ao longo desse trecho ($\beta_1 = 16,71$), com maior número de espécies ocorrendo nos dois locais, em função da proximidade e da manutenção das condições físicas e limnológicas, as quais não variam significativamente entre eles.

A pequena diferença entre os valores de diversidade β_1 da estação 2 para a 3 deu-se em razão dos valores médios de diversidade α serem iguais para as duas estações ($\alpha_{med} = 7,25$), todavia indicam uma alta variação na riqueza de peixes ao longo do ano de 2013. Entre essas estações de amostragem há também alto índice de β_1 e baixo de β_2 ($\beta_1 = 19,21$; $\beta_2 = 4,40$), demonstrando que ocorreu variação significativa ao longo desse gradiente longitudinal, sem o efeito significativo do *turnover*. Ou seja, essa resposta indica que há variação temporal dentro das estações (variação nas coletas), e variação ao longo desse trecho do ribeirão, porém com baixo índice de substituição de espécies.

A estação de amostragem 3 apresentou-se como um ambiente rico em espécies ($\alpha_{med} = 7,25$; $\alpha_{max} = 13$), que sofreu grandes variações na estrutura da assembleia íctica durante o ano de 2013, ($\beta_1 = 40,23$) e menor substituição de espécies ($\beta_2 = 7,692$). Esses ambientes são próximos do padrão de equilíbrio esperado que ocorra mais a jusante de um gradiente lótico, os quais sofrem menor influência das variações de nível e se tornam mais independentes dos recursos alóctones (Conceito do *Continuum* do Rio: VANNOTE et al. 1980).

6.4 PADRÕES REGIONAIS DE DIVERSIDADE BETA DE TRECHOS SUPERIORES DE RIBEIRÕES DE 1º ORDEM

Os resultados demonstrados na Figura 12 representam a variação da diversidade β nos ribeirões no ano de 2013, incluindo a variação entre as estações de amostragem e a variação temporal. Os dados evidenciam que há um padrão de variação na estrutura da assembleia de peixe diferente para cada ribeirão. No entanto, a intensidade de substituição de espécies ocorre de forma semelhante nos ribeirões.

Os valores β_1 mostram que o Ribeirão Cafezal teve maior variação na estrutura da assembleia de peixes ao longo do gradiente longitudinal ($\beta_1 = 25$) em relação aos outros ribeirões. Entretanto, esse ribeirão foi o que menos sofreu com o efeito do *turnover* ($\beta_2 = 2,272$), ou seja, a substituição das espécies foi menor que nos outros ribeirões.

Os valores da diversidade β foram diferentes dos obtidos por Gambarotto, Oliveira e Marcucci (2013) em 2012. β_1 aumentou no Ribeirão Cambé (2012: $\beta_1 = 15,84$; 2013: $\beta_1 = 20,18$), ou seja, a variação na estrutura da assembleia ao longo do ribeirão e ao longo do ano aumentou. Já com relação ao padrão de substituição de espécies os valores de β_2 se mantiveram próximos nos dois anos. Por outro lado, o Ribeirão Taquara demonstrou menor variação na composição de espécies ao longo do gradiente longitudinal e ao longo do tempo, mantendo um *turnover* similar ao detectado para o ribeirão Cambé no mesmo período.

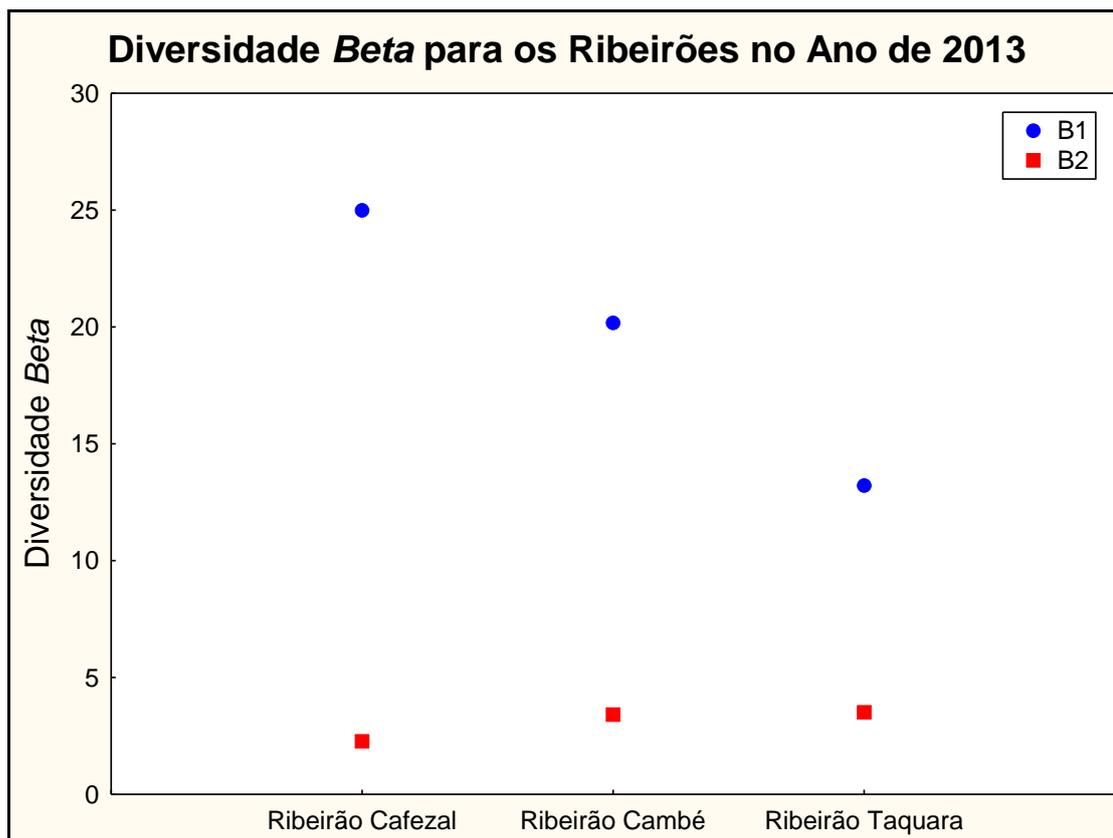


Figura 12 - Valores de diversidade beta (β_1 e β_2) para os Ribeirões Cafezal, Cambé e Taquara no ano de 2013.

O Ribeirão Taquara apresentou os menores valores tanto de β_1 como de β_2 , sendo assim é o ribeirão que apresenta a variação e substituição de espécies melhor distribuídas ao longo do gradiente longitudinal no ano de 2013. Esta característica permite inferir que este ribeirão, tipicamente rural, revela-se o mais equilibrado ecologicamente dentre os três estudados.

A Tabela 7 apresenta os valores de β entre os Ribeirões, com intuito de avaliar o quão esses ribeirões se diferenciam. O valor de β_1 entre o Ribeirão Cambé e Taquara foi maior do que entre os outros pares de ribeirões, demonstrando que entre eles há maior dissimilaridade na composição de espécies. Foram coletadas sete espécies em comum entre ambos (Tabela 3), dentre elas *Poecilia reticulata* e *Tilapia rendalli*, às quais apresentaram maior abundância. Estes dois ribeirões estão sob diferentes intensidades de pressão urbana, o Ribeirão Cambé sofre maior impacto urbano, pois está inserido na área central da cidade de Londrina, já o ribeirão Taquara se mantém mais equilibrado ecologicamente, pois apresenta menor

impacto da urbanização, o que pode justificar a maior variação na diversidade β da assembleia de peixes entre ambos.

Tabela 7 - Diversidade β entre os Ribeirões estudados (Cafezal, Cambé, Taquara) no ano de 2013.

Ribeirões	β_1	β_2
Cafezal x Cambé	13,46766	3,26087
Cafezal x Taquara	19,83033	2,006689
Cambé x Taquara	23,64793	3,010033

Já os Ribeirões Cafezal e Taquara compartilham apenas 9 espécies e apresentam baixa substituição de espécie entre eles (β_2). Dentre as espécies que ocorrem nos dois locais as mais abundantes foram *Imparfinis mirini* e *Poecilia reticulata*. Ocorreu maior semelhança da assembleia de peixes entre os Ribeirões Cafezal e Cambé, em função de apresentarem condições ambientais mais similares, conforme dados anteriormente apresentados. Os dois ambiente compartilharam sete espécies, sendo a mais abundante a espécie *Poecilia reticulata*. A segunda espécie mais abundante, *Tilapia rendalli*, não ocorreu nos dois locais, sendo somente encontrada no Ribeirão Cafezal.

Com o objetivo de se avaliar o padrão de alteração na composição de espécies entre os três riachos estudados no presente estudo, calculou-se β_1 e β_2 para cada par de estações analisadas dentro e entre os ribeirões. Detectou-se uma correlação baixa, porém positiva e significativa, entre as matrizes de diversidade β_2 e as estações de amostragem ($Z = 0.57$, $p = 0.027$) segundo o teste de Mantel, indicando diferenças significativas no padrão de composição de espécies entre as estações dos riachos. Por outro lado, β_1 não apresentou correlação significativa com as estações de amostragem ($Z = 0.56$, $p=0.092$).

Como β_2 está mais diretamente associado à diversidade alfa máxima, provavelmente as diferenças detectadas entre os riachos expressam as diferenças verificadas mais regionalmente. Partindo do pressuposto que os três riachos pertencem a trechos de cabeceira de ribeirões próximos e afluentes do rio Tibagi, os quais estão submetidos a condições distintas de conservação, a mudança

significativa na composição de espécies entre eles pode indicar efeito das diferentes pressões de impacto às quais estão sujeitos.

6.5 CORRELAÇÕES COM OS PADRÕES DE DIVERSIDADE BETA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES

A Tabela 8 apresenta quantificação da influência das características ambientais entre si e sobre a diversidade β , a partir da análise de correlação de Pearson. A Figura 13 revela as equações de regressão entre os parâmetros que apresentam correlações de Pearson significativas (condutividade x oxigênio dissolvido; condutividade elétrica x pH; β_1 x β_2).

Tabela 8 - Análise de correlação de Pearson entre os parâmetros limnológicos analisados no presente trabalho e as medidas de diversidade β_1 e β_2 propostas por Harrison, Ross e Lawton (1992)

	Cond.	OD	pH	Temp.	Turb.	β_1
OD	-0,72*					
pH	-0,69*	0,62				
Temp.	0,61	-0,21	-0,44			
Turb.	-0,63	0,38	0,37	-0,40		
β_1	0,04	-0,12	-0,42	-0,13	0,45	
β_2	-0,12	0,10	-0,32	0,05	0,51	0,80*

* Valores significativamente correlacionados ($p < 0,05$).

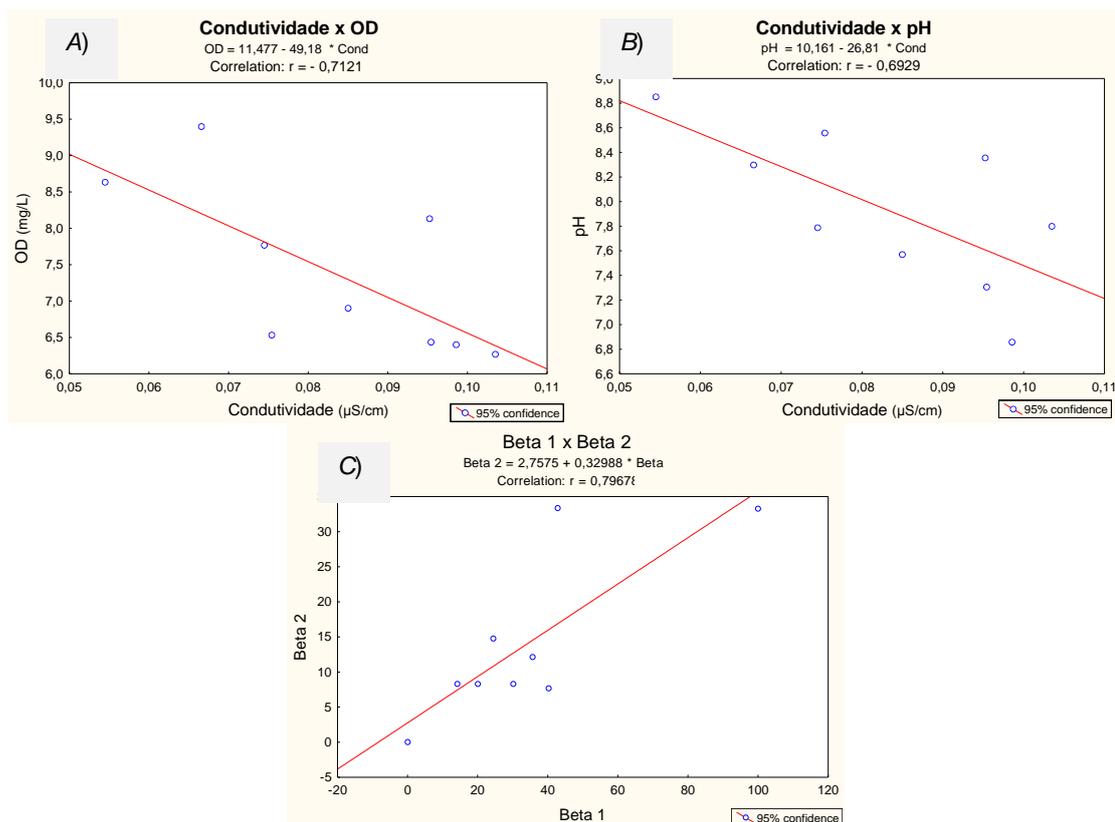


Figura 13 - Equações de regressão dos parâmetros limnológicos e medidas de diversidade β que apresentaram correlações de Pearson significativas. A) condutividade x oxigênio dissolvido; B) condutividade elétrica x pH; C) $\beta 1$ x $\beta 2$.

A condutividade elétrica apresentou correlação significativa e negativa com o pH e o oxigênio dissolvido, ou seja, à medida que a condutividade aumenta, o pH e OD diminuem, e vice e versa.

No ambiente natural, as concentrações de pH são fortemente influenciadas por sais, ácidos e bases presentes no meio (ESTEVEZ, 2011). Dessa forma, a correlação negativa entre condutividade e pH pode estar associada às variações na condutividade relacionadas às presença de ácidos orgânicos dissolvidos e nutrientes de origem alóctone e autóctone presentes na água. (ESTEVEZ, 2011).

Nos peixes, os baixos valores de pH causam efeitos fisiológicos restritivos, como alterações na absorção e transporte de oxigênio, regulação iônica e equilíbrio ácido-base. As espécies reagem de forma diferente frente à redução do pH do meio; em geral, os efeitos mais comuns são: redução da taxa de crescimento, má formação do esqueleto e alterações na reprodução (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Os peixes presentes em ambientes com baixos valores de pH tendem a apresentar perdas de íons sódio e cloreto. Este fenômeno é intensificado quando

ocorrem mudanças bruscas de pH, comumente observadas em casos de poluição. Uma das principais causas da perda de íons é a redução da permeabilidade do epitélio branquial (DA SILVEIRA; LOGATO; PONTES, 2009).

A correlação significativa e negativa entre condutividade e oxigênio dissolvido pode ser explicada em função da decomposição de matéria orgânica no sedimento (oxidação), a qual consome oxigênio e disponibiliza nutrientes para a coluna d'água, o que tende a aumentar condutividade elétrica.

A diversidade β_1 apresentou alta correlação positiva com a diversidade β_2 , demonstrando que à medida que um dos índices varia o outro também varia, isso por que o padrão de β_2 depende da diversidade α_{med} , a qual é forte influenciada pela diversidade α_{max} encontrada no local. No entanto, como apresentado anteriormente, a diversidade β pode refletir dois fenômenos diferentes, substituição espacial de espécies e aninhamento das assembleias, os quais expressam dois processos complementares, ou seja, substituição e perda de espécies, respectivamente (BASELGA, 2010). Nesse contexto, a correlação entre os dois índices de β pode indicar que as alterações ocorridas na estrutura da assembleia de peixes, β_1 , são devidas, em grande parte, ao efeito da substituição de espécies (β_2).

Os três córregos analisados percorrem diferentes regiões dentro do município de Londrina, apresentando alterações em suas características fisionômicas ao longo do curso. O eixo 1 da análise de componentes principais (PCA) explicou 91,6 % da variabilidade total dos dados limnológicos e se revelou o único eixo significativo de acordo com o método de *broken-stick*, apresentando autovalor significativamente diferente da média daqueles encontrados ao acaso. (Tabela 9). Diante disso, apenas o eixo 1 demonstrou significância ecológica, ao contrário do eixo 2, o qual revelou elevada probabilidade de dados aleatórios.

Tabela 9 - Resultado da análise de componentes principais (PCA) aplicada sobre a matriz de correlação para os dados limnológicos dos três ribeirões estudados.

	Eixo1	Eixo 2
Autovalor	3,073	1,073
% de Variância	61,469	17,645
<i>broken-stick</i>	2,283	1,283

Correlação dos parâmetros limnológicos com
os eixos da PCA

Cond.	-0,9490*	-0,0133
OD	0,8181*	0,2766
pH	0,7301*	0,5747
Temp.	-0,6741	0,5804
Turb.	0,7184	-0,3720

Os níveis de OD, pH e turbidez foram correlacionados positivamente com o eixo 1, enquanto a condutividade elétrica e temperatura correlacionou-se negativamente. Analisando o diagrama da ordenação (Figura 14), nota-se que o primeiro eixo demonstra tendências quanto ao grau de impacto dos ribeirões, separando as estações mais impactados (estações 1 e 3 do Cambé e estação 1 do Cafezal, essencialmente urbanos, com maiores valores de condutividade) daqueles menos impactados (estações 1 e 2 do Taquara, com melhor oxigenação e maiores valores de pH, com ambientes menos ácidos).

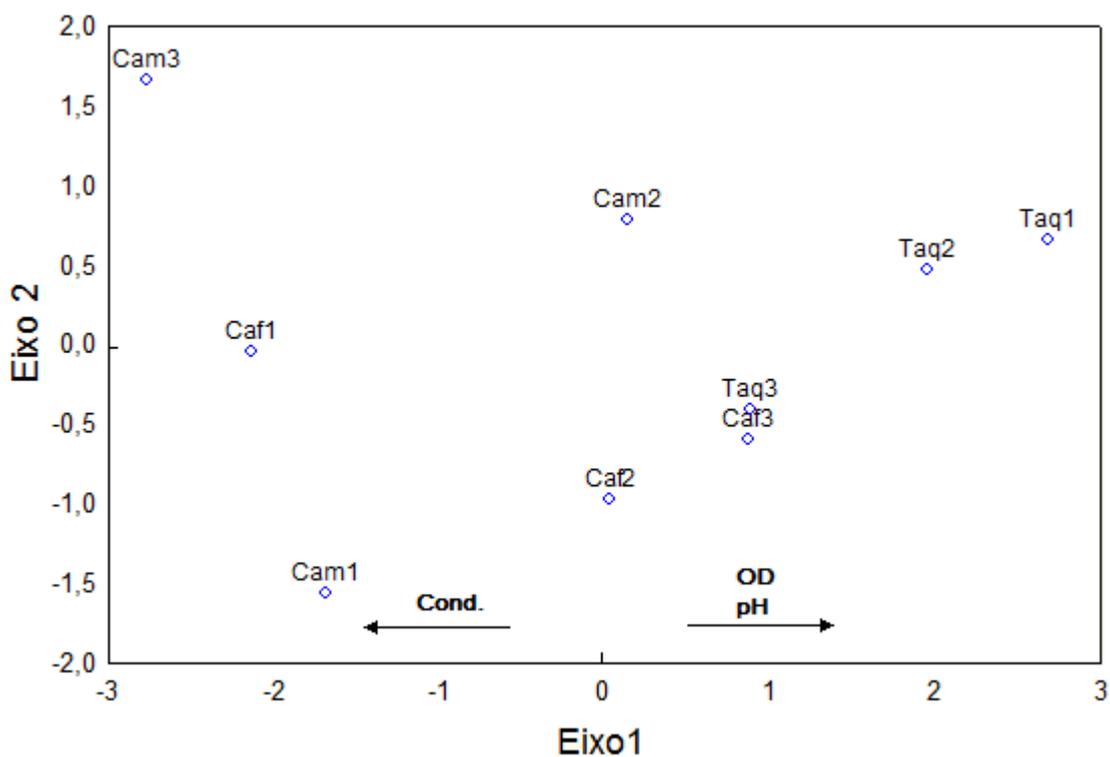


Figura 14 - Escores da análise de componentes principais para as estações de coleta a partir da matriz de correlação dos parâmetros limnológicos estimados nos três ribeirões estudados.

A PCA aplicada com os valores de β_1 e β_2 revelou apenas o eixo 1 significativo de acordo com o modelo de *broken stick* (Tabela 10).

Tabela 10 - Resultado da análise de componentes principais (PCA) aplicada sobre a matriz de variância e covariância para as medidas de β_1 e β_2 das estações de coleta dos três ribeirões estudados

	Eixo1	Eixo 2
Autovalor	7051,471	354,751
% de Variância	95,210	4,790
<i>broken-stick</i>	5554,667	1851,556
Correlação dos parâmetros de diversidade β com os eixos da PCA		
Beta 1	79,2708	-6,2143
Beta 2	27,7057	17,7801

A Tabela 10 e a Figura 15 mostram que as estações de coleta mais impactadas (estação 1 do Cambé e estação 1 do Cafezal) e com maiores valores de condutividade elétrica e menores concentrações de oxigênio dissolvido e pH mostraram-se mais afetadas pela diversidade β_1 , ou seja, pela maior variação na diversidade α_{med} nesses locais ao longo do ano de 2013.

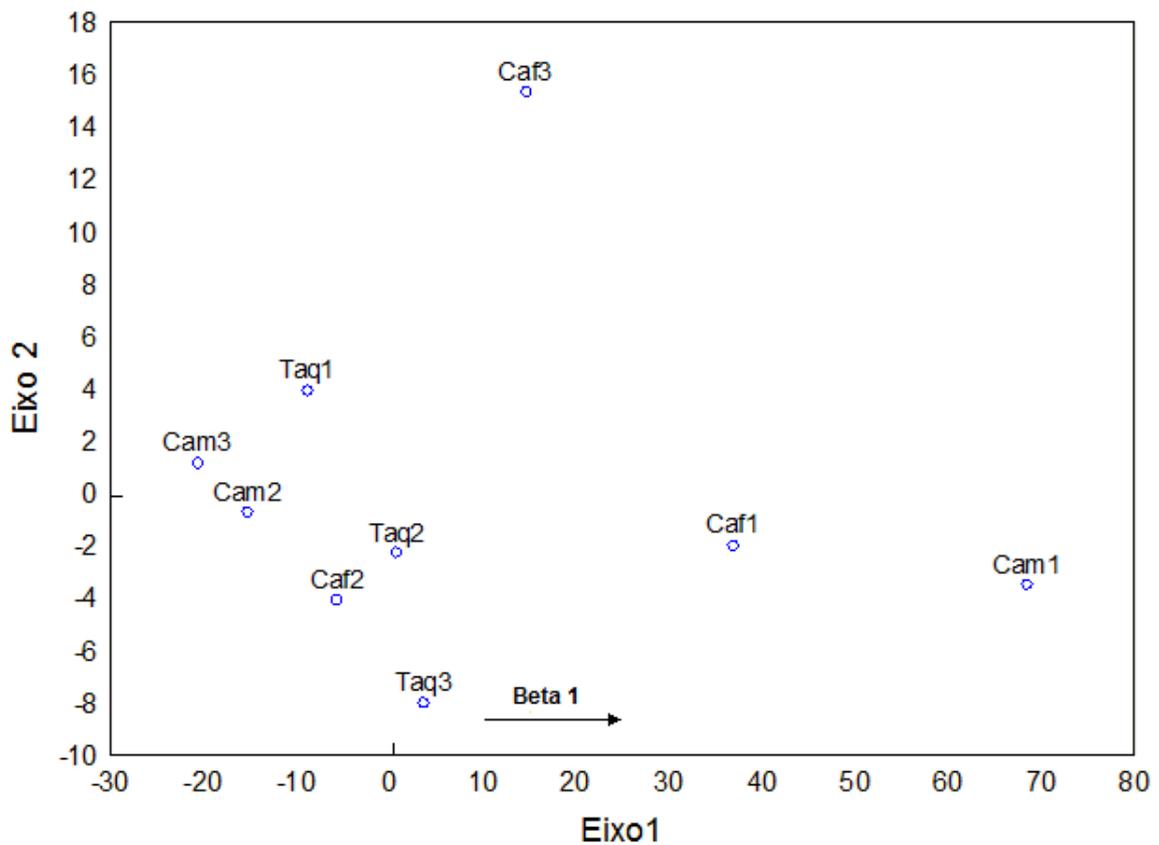


Figura 15 - Escores da análise de componentes principais para as estações de coleta a partir da matriz de correlação das medidas diversidade β calculadas nos três ribeirões estudados.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo evidenciou que existe uma relação intrínseca das alterações nas características do hábitat com o padrão de distribuição das espécies de peixes ao longo do gradiente longitudinal dos ribeirões analisados. Infere-se que a presença de fontes de impactos provenientes de atividades antrópicas podem proporcionar a redução do número de espécies e o aumento da densidade de espécies resistentes às variações ambientais, à medida que aumentam em intensidade. Conseqüentemente, esses impactos podem alterar o padrão esperado de variação da diversidade de espécies na escala espaço-temporal. A maioria dos parâmetros limnológicos não demonstraram influências significativas diretas sobre os diferentes padrões de diversidade β nos diferentes ribeirões. Um dos motivos pode ser a pequena série histórica utilizada, visto que as respostas dos ecossistemas aquáticos a certas fontes de poluição difusa podem ser mais lentas, dependendo da sua intensidade e do tempo de exposição. Outro aspecto a se destacar é a necessidade de quantificar e de se monitorar as prováveis fontes de impacto sobre esses ribeirões, para que dessa forma se possa aumentar a precisão das principais inferências formuladas no presente estudo.

Como conclusões deste trabalho, podem ser elencadas:

- A condutividade elétrica (presença de íons na água) se revelou o parâmetro limnológico mais influente na alteração das assembleias de peixes, comprovando o efeito potencial do elevado aporte de material para os ribeirões, principalmente nos urbanos, ampliado pela supressão da vegetação ciliar e pelo intenso lançamento de efluentes.
- As estações de amostragem localizadas a nascente dos ribeirões tenderam a apresentar menor diversidade de espécies, confirmando a baixa disponibilidade de habitats em decorrência da intensa intervenção antrópica a qual estão submetidos (principalmente nos ribeirões Cafezal e Cambé).
- As estações de amostragem mais impactadas tenderam a apresentar valores extremos de diversidade β , tendo em vista a esperada

alteração nas suas composições específicas em função das significativas modificações de habitats.

- Os ribeirões mais impactados apresentam variações bruscas nas diversidades β e tenderam a apresentar redução na riqueza de espécies ao longo do gradiente longitudinal.
- Nos ribeirões mais conservados β_1 tendeu a se afastar de β_2 ao longo do gradiente longitudinal, devido ao aumento na riqueza de espécies à jusante, esperado em ambientes ecologicamente mais equilibrados.
- Além disso, nos ribeirões mais conservados o efeito *turnover* tendeu a diminuir à jusante em função da espera maior estabilidade hidrológica desses trechos, os quais tendem a sofrer menor influência das variações de nível hidrométrico e das pressões externas.

Diante dessas considerações, conclui-se que o Ribeirão Taquara é o menos impactado, devido aos padrões de diversidade β mais equilibrados, apresentando maior heterogeneidade dos fatores físicos, químicos e biológicos ao longo do seu gradiente longitudinal

Já as estruturas das assembleias de peixes dos ribeirões Cambé e Cafezal apresentaram respostas similares às pressões ambientais que vêm sofrendo, oriundas principalmente dos impactos da urbanização sobre as margens e vegetação ciliar, bem como sobre o próprio canal do sistema fluvial, causando maior homogeneidade ambiental e estrutural, além de dominância de espécies oportunistas, culminando na desestruturação das assembleias ao longo da escala espaço-temporal.

A utilização da análise da diversidade β a partir dos índices de Harrison, Ross e Lawton (1992) para o estudo da variação da diversidade das assembleias de peixes ao longo do gradiente longitudinal demonstrou-se eficiente para a avaliação espaço-temporal das tendências de estruturação de espécies e seleção de habitats em função das influências externas. Contudo, estudos recentes têm demonstrado a necessidade de investigar a contribuição relativa tanto do aninhamento como do *turnover*, pois os índices propostos por Harrison, Ross e Lawton (1992) não buscam estimar os efeitos desses dois processos. Em síntese, os resultados reforçam a necessidade da adoção de estratégias de monitoramento ambiental permanente

nesses ambientes, para que análises com ampla base de dados permitam de forma mais precisa a identificação dos principais efeitos da urbanização e agropecuária sobre os sistemas aquáticos. O maior número de coletas pode reforçar os resultados encontrados, fornecendo subsídios para a implementação de futuras políticas de intervenção e recuperação de sistemas lóticos de menor ordem. A proteção desses ecossistemas é a base para manter a qualidade das águas e conservação das espécies e da integridade ambiental das bacias de drenagem.

8 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Alguns aspectos podem ainda ser aprimorados em trabalhos futuros, sendo esses:

- Ampliação da série histórica para maior representatividade dos efeitos da diversidade β .
- Utilização de outros índices de avaliação de β para identificar o efeito de aninhamento.
- Ampliação dos parâmetros monitoramento, como concentração de nitrogênio, fósforo, metais pesados e avaliação de outras assembleias da comunidade.
- A partir da ampliação da série temporal e da base de dados limnológicos, adoção de outras análises estatísticas multivariadas para melhor avaliação dos resultados obtidos, tais como, análise discriminante e análise de correspondência canônica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLAN, L. G. Temporal Order Psychometric Functions Based on Confidence-Rating Data. **Perception e Psychophysics**, Canadá, v. 18, n. 5, p. 369-372, 1975.

ALMEIDA, M. N.; TORRES, E. C. A Importância da Conservação da Mata Ciliar: O Caso do Córrego da Mata no Município de Londrina-Pr. In: **XVI Encontro Nacional de Geógrafos** Porto Alegre. **Anais...**, 2010.

ALMEIDA-NETO, M. et.al. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. **Oikos**. Campinas, v.117, p.1227-1239, mai. 2008.

ANDERSON, M. J. et al. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology letters**. Estados Unidos da América, v. 14, n. 1, p. 19-28, 2011.

ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**. Seropédica, v. 58, n. 4, p. 547-558, nov.1998.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**. Santiago de Compostela, v.19, p.134–143, jan. 2010.

BEGON, M; TOWNSEND, C. R.; HARPER. **Ecologia de Indivíduos a Ecosystemas**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.

BENASSI, S.F. **Estudos das variáveis limnológicas e do processo de autodepuração na descontinuidade serial do ribeirão Bonito (SP)**. 120 f. 2002. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP), São Carlos, 2002.

BENINE, R. C. **Levantamento da ictiofauna do ribeirão Três bocas, bacia do rio Tibagi, Londrina, PR (Characiformes)**. 1996. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado) de Ciências Biológicas – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 1996.

BENNEMANN, S. T.; SILVA-SOUZA, A. T.; ROCHA, G. R. A. Composicion ictiofaunística em cinco localidades de la Cuenca Del rio Tibagi, PR-Brasil. **Interciência**, Caracas, v. 20, n. 1, p.7-13 1995.

BHAT, A.L.; MAGURRAN, A.E. Does disturbance affect the structure of tropical fish assemblages? A test using null models. **Journal Fish Biology**. Ilhas Britânicas, v. 70, p. 623-629, feb.2007.

BONETTI, M. F. **Variáveis climáticas como estruturadoras da diversidade beta em comunidades de anuros em escala regional**. 47 f. 2011. Dissertação(Mestrado). Programa de Pós – Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2011. Disponível em: <
<http://www.prppg.ufpr.br:8080/ecologia/sites/default/files/Dissertacoes/2011/Maria%20Fernanda%20Bonetti.pdf>> Acesso em: 23 jan. 2014.

BRANDÃO, H.; VIDOTTO-MAGNONI, A.P.; RAMOS, I.P.; CARVALHO, E.D. Assessment of the ichthyofauna in stretches under the influence of Salto Grande Reservoir. Middle Paranapanema River, SP/PR, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v.21, n.4, p. 451-463, 2009.

BRASIL. Resolução do CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e da outras providencias. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, 18 março 2005.

BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. (eds). **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2007. 195 p.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cad. Saúde Pública**. Rio de Janeiro, v. 19, n. 2, p. 465-473, 2003.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. **Biota Neotropica**. Ribeirão Preto, v.1,n.1, p.1-15, nov.2001.

CASATTI, L. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper Paraná River basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. São Carlos, v. 64, n. 4, p. 757-765, nov. 2004.

CETESB. Secretaria de Meio Ambiente Governo do Estado de São Paulo. **Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras - Água, Sedimento, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos**. São Paulo, 325 p. 2011.

CLARKE, A; LIDGARD, S. Spatial patterns of diversity in the sea: bryozoan species richness in the North Atlantic. **Journal of Animal Ecology**, v. 69, n. 5. p.799-814, 2000.

CODY, M.L. 1975. Towards a theory of continental species diversities: bird distributions over Mediterranean habitat gradients. In: Cody, M.L.; Diamond, J.M. **Ecology and Evolution of Communities**. Cambridge, Harvard University Press. 1975. 214-257 p.

CUNHA, C.L.N. **Eutrofização em reservatórios: gestão preventiva. Estudo interdisciplinar na bacia do Rio Verde, PR**. Curitiba: Editora UFPR, 2011. 515 p.

CUNICO, A. M.; AGOSTINHO, A. A.; LATINI, J. D. Influência da urbanização sobre a assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**. Maringá, v. 23, n. 4, p.1101-1110, 2006.

DA SILVEIRA, Ulisses Simon; LOGATO, Priscila Vieira Rosa; DA CONCEIÇÃO PONTES, Edvânia. Fatores estressantes em peixes. **Revista Eletrônica Nutritime**. v. 6, n. 4, p. 1001-1017, 2009.

DE OLIVEIRA, L. R. **Avaliação de um método para realização de medidas locais num sistema hídrico aberto**. 43 f. 2011. Monografia (Graduação do curso de Engenharia Química). Universidade Federal de Uberlândia - Faculdade de Engenharia Química. Uberlândia, 2011. Disponível em: <ftp://ftp.feq.ufu.br/%2F/Curso_Eng_Quimica/Monografias%20-%20Projetos%20de%20Gradua%20E3o/2011/Let%20Edcia%20Raquel%20de%20Oliveira%20-%20Avalia%20E3o%20de%20um%20m%20E9todo%20para%20realiza%20E3o%20de%20medidas%20locais%20num%20sistema%20h%20EDdrico%20aberto/Pg%20da%20-%20Leticia%20-%202002%2012%20-%202011.pdf>. Acesso em: 18 jan. 2014.

DELGADO. R. H., **Análise da contaminação ambiental da bacia hidrográfica do rio Taquara: aspéctos da qualidade da água**. 2010. 175 f. Dissertação (Mestrado em Geografia, Dinâmica Espaço Ambiental) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2010.

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

ESTEVEES, F. D. A. **Fundamentos de limnologia**. ed. 2. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

ESTEVEES, K. E.; ARANHA, J. M. Ecologia trófica de peixes de riachos. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (eds.). Ecologia de peixes de riachos. **Série Oecologia Brasiliensis**, PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, v.6 p. 157-182, 1999.

FAUTH, J. E., BERNARDO, J., CAMARA, M., RESETARITS, W. J., VAN BUSKIRK, J., & MCCOLLUM, S. A. Simplifying the jargon of community ecology: a conceptual approach. **American Naturalist**, 1996, 282-286.

FERREIRA, C.P.; CASSATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v. 23, n. 3, 2006. 642-651 p.

FISHBASE. 2013. FishBase apresentam informações sobre peixes. Disponível em: <<http://www.fishbase.org/>>. Acesso em: 15 fev. 2014.

FLOTEMERSCH, J.E.; STRIBLING, J.B. & PAUL, M.J. **Concepts and Approaches for the Bioassessment of Non-wadeable Streams and Rivers**. Cincinnati, Ohio: US Environmental Protection Agency, 2006. 245 p.

FORTIN, M. J. & GUREVITCH, J., 1993, **Mantel tests: spatial structure in Field experiments**, In: S. M. Scheiner & J. Gurevitch (eds.), Design and analysis of ecological experiments. New York: Chapman & Hall, p. 342-359, 1993.

GALVES, W.; JEREP, F. C.; SHIBATTA, O. A. Estudo da condição ambiental pelo levantamento da fauna de três riachos na região do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Londrina, PR, Brasil. **Panamjas**. Rio Grande, v. 2, n. 1, p. 55-65, 2007a.

_____. Taquara river basin, northern of the state of Paraná, Brazil. **Check List**, Rio Claro, v. 3, n. 3, 353-359 p., 2007b. Disponível em: <<http://www.checklist.org.br/getpdf?SL029-07>>. Acesso em: 10 fev. 2014.

GALVES, W.; SHIBATTA, O. A.; JEREP, F. C.. Estudos sobre diversidade de peixes da bacia do alto rio Paraná: uma revisão histórica. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**. Londrina, v. 30, n. 2, p. 141-154, 2009.

GAMBAROTTO, B. L.; OLIVEIRA, E.F.; MARCUCCI, R.C. Estrutura e organização espacial das assembleias de peixes da região de Londrina-PR sob diferentes condições de conservação. 2013. In: XVIII Seminário de Iniciação Científica e Tecnológica da UTFPR. **Anais...** Disponível em: < <http://www.sicite.com.br/>>. Acesso em: 10 fev. 2014.

GARUTTI, V. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do estado de São Paulo, bacia do rio Paraná. **Rev. Bras. Biol.** Rio de Janeiro, v.48 n.4, p. 747-759, 1998

GOMINHO, V. C. F. A. **Adaptação do índice de integridade biótica ao ribeirão Cambé, Londrina, região norte do Paraná**. 2000. Monografia (Bacharel em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina. 2000.

GORSKI, M. C. B. **Rios e Cidades: ruptura e reconciliação**. São Paulo: Editora Senac, 2010.

GOULDING, M. **The fishes and the forest**. Berkeley, University of California Press, 1980. 280 p.

GRAÇA, W. J.; PAVANELLI, C. S. **Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes**. Maringá. UEM, 2007. 241 p.

GRAY, John S. The Measurement of Marine Species Diversity, With an Application to the Benthic Fauna of the Norwegian Continental Shelf. 2000. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 250, n. 1, p.23-49, 2000.

GUREVITCH, J; SCHEINER, S.M; FOX, G. A. **Ecologia Vegetal**. ed. 2. Porto alegre: ARTMED, 2009.

HARRISON, S.; ROSS, S.J.; LAWTON, J.H.. Beta Diversity on Geographic Gradients in Britain. 1992. **Journal of Animal Ecology** 61: 1992. p.151-158.

HARTE, J.; MCCARTHY, S.; TAYLOR, K.; KINZIG, A.; FISCHER, M. L. Estimating species-area relationships from plot to landscape scale using species spatial-turnover data. **Oikos**. Copenhagen, p. 45-54, 1999.

HENRY-SILVA, G.G., CAMARGO, A.F.M. Impacto do lançamento de efluentes urbanos sobre alguns ecossistemas aquáticos do município de Rio Claro (SP). **Revista Ciências Biológicas e do Ambiente**. v.2, n.3, 317-330, 2000.

HOFFMANN, A. C.; ORSI, M. L.; SHIBATTA, O. A. Diversidade de peixes do reservatório da UHE Escola Engenharia Mackenzie (Capivara), Rio Paranapanema. Bacia do alto rio Paraná, Brasil, e a importância dos grandes tributários na sua manutenção. **Iheringia. Série Zoologia**. Porto Alegre, v. 95, n. 3, p.319-325, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo Demográfico de 2013**. Disponível em: <www.ibge.gov.br> Acesso em: 29 jan. 2014.

_____. **Mapa de vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro, 1993. Disponível em: <www.ibge.gov.br > Acesso em: 28 jan. 2014.

IPPUL. Plano Diretor: Londrina. v. 1, parte 1, seção 2. Londrina. 1997. Disponível em: <www.ippul.pr.gov.br> Acesso em: 20 dez. 2013.

IZSAK, C.; PRICE, A. R. G. Measuring β -diversity using a taxonomic similarity index, and its relation to spatial scale. **Marine Ecology Progress Series**. v. 215. 2001. 69-77 p. Disponível em: <ftp://aerl03.aerl.ubc.ca/k.kleisner/Biodiversity_indices_PDFs/lzsak_etal2001.pdf> Acesso em: 20 dez. 2013.

JACKSON, D. A. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. **Ecology**, v.74, n.8, 2204-2214, 1993.

KARR, J. R. **Assessment of biotic integrity using fish communities**. **Fisheries**. v. 6, n. 6, p. 21-27, 1981.

KOLEFF, P; GASTON, K. J.; LENNON, J. J. Measuring beta diversity for presence-absence data. **Journal of Animal Ecology**. Reino Unido, v. 72, n. 3, p. 367-382, mai.2003.

KRUPEK, R. A. Avaliação da Cobertura Ripária de Rios e Riachos da Bacia Hidrográfica do Rio das Pedras, Região Centro-Sul do Estado do Paraná. Faculdade

Guairacá, Departamento de Biologia. Guarapuava. **Revista Ciências Exatas e Naturais**. Guarapuava, v. 8, n. 2, p. 179-188, jul./dez. 2006. Disponível em: <<http://revistas.unicentro.br/index.php/RECEN/article/view/179/234>>. Acesso em: 15 dez. 2013.

LANDE, R. Statistics and Partitioning of Species Diversity, and Similarity Among Multiple Communities. **Oikos**. Copenhagen, v.76, p.5-13, 1996.

LANGANI, F.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S.; CASATTI, L. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica** [online]. v. 7, n. 3, p. 181-197, 2007. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1676-06032007000300020&script=sci_abstract&lng=es>. Acesso em: 3 fev. 2014.

LAWTON J. H., et.al. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. **Nature**. v. 391, n. 6662, 1998. 72-76 p. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/bn/v7n3/19.pdf>>. Acesso em: 16 dez. 2013.

LEMES, E. M.; GARUTTI, V. Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto rio Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Zoológica** [online]. Porto Alegre, v. 92, n. 3, p. 69-78, set.2002. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/bn/v7n3/19.pdf>> <<http://www.scielo.br/pdf/isz/v92n3/12978.pdf>>. Acesso em: 16 dez. 2013.

LENNON, J. J.; KOLEFF, P.; GREENWOOD, J. J. D.; GASTON, K. J. The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. **Journal of Animal Ecology**. Reino Unido, v. 70, n. 6, p. 966-979, 2001.

LOREAU, M. Are communities saturated. On the relationship between α , β and γ diversity. **Ecology Letters**. v. 3, n. 2, p. 73-76, mar.2000.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais**. 1999. Tradução: Anna Emília A. de M. Vazzoler, Angelo Antônio Agostinho, Patrícia TM Cunnhingham.–São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Edusp, 1999. 534 p.

LYONS, J.; NAVARRO-PÉREZ, S.; COCHRAN, P.A.; SANTANA, C.; GUZMÁN-ARROYO, M. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central México. **Conservation Biology**, Estados Unidos, v. 9, n. 3, p. 569-584, jun.1995.

MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. 3. ed. Curitiba: Editora Imprensa Oficial, 2002. 442 p.

MacARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. Patterns of species diversity. **Biological reviews**, v. 40, n. 4, p. 510-533, nov.1965.

_____. **The theory of island biogeography**. v.1 Nova Jersey: Princeton University Press, 1967.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton University Press, 1988, 179 p.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Oxford: Blackwell Science, 2004, 253 p.

MALMQVIST, B., RUNDLE, S. Threats to the running water ecosystems of the world. **Environmental conservation**, v. 29, n. 2, p. 134-153, 2002.

MARGALEF, R. et al. **Limnología**. Barcelona: Omega, 1983. 1010 p.

MARINONI, R. C.; GANHO, N .G. A diversidade diferencial beta de Coleoptera (Insecta) em uma paisagem antropizada do Bioma Araucária. **Revista Brasileira de entomologia**, v. 50, n. 1, p. 64-71, mar.2006. . Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbent/v50n1/28814.pdf>>. Acesso em: 18 de jan. 2014.

MATTOS, J. C. P.; VIEIRA, L. J. S. Gestão Ambiental de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU'S) nos Ecossistemas Urbanos: Área de Disposição de RSU'S no Município de Rio Branco-AC (Estudo de Caso). In: IX Seminário Nacional de Resíduos Sólidos – por uma gestão integrada e sustentável. **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES**. Seis de Agosto - AC, 2011. Disponível em: <<http://www.blogdocancado.com/wp-content/uploads/2011/02/33.pdf>>. Acesso em: 30 Nov. 2013.

McCUNE, B.; MEFFORD, M. J. 1997. PC-ORD: **Multivariate analysis of ecological data**. v. 3. Oregon: MjM Software Design, 1997, 47 p.

MILLER JR.,G.T. **Ciência Ambiental**. 11. ed. São Paulo: Cengage, 2007, 123 p.

MINEROPAR–MINERAIS. **Atlas geomorfológico do Estado do Paraná Escala 1:250.000 modelos reduzidos**. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2006.

Disponível em:

<http://www.mineropar.pr.gov.br/arquivos/File/2_Geral/Geomorfologia/Atlas_Geomorfologico_Parana_2006.pdf>. Acesso em: 10 de jan. 2014.

NETO, O. C. P.; LIMBERGER, L. **Estudo da adequabilidade do uso do solo na área rural, através de técnicas de geoprocessamento**. Londrina: Geografia, v. 11, n. 2, 2002. 171-184 p.

NOGUEIRA, I. D. S.; NABOUT, J. C.; OLIVEIRA, J. E.; SILVA, K. D. Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplanctônica de quatro lagos artificiais urbanos do município de Goiânia, GO. **Hoehnea**. Goiânia, v. 35, n. 2, p. 219-233, 2008.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. São Paulo: Cengage Learning, 2007, 612 p.

OLIVEIRA, D. A. de. **Ecologia e Valoração da Paisagem do Entorno da Cidade de Paranaguá**. Curitiba – Paraná. Dissertação (Mestrado), 97 f. 2003. Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2003. Disponível em: <<http://dspace.c3sl.ufpr.br:8080/dspace/handle/1884/2217>>. Acesso em: 30 nov. 2013.

OLIVEIRA, D. C.; BENNEMANN, S. T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 1, Campinas, 2005. 95-107 p.

OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E.; MINTE-VERA, C. V. Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. **Journal of Biology**, v.64, n. 3a, Brazilian, p. 447- 458, 2004.

PETTS, Geoffrey E. A perspective on the abiotic processes sustaining the ecological integrity of running waters. **Hidrobiologia**, v.422-423, p. 15-27, 2000. In: Assessing the Ecological Integrity of Running Waters. Springer Netherlands, 2000. p. 15-27.

PIELOU, E. C. **The interpretation of ecological data: a primer on classification and ordination**. Canadá: John Wiley & Sons, 1984.

PREFEITURA DO MUNICÍPIO DE LONDRINA. **O Rio da Minha Rua**. p. 77, 2008. Disponível em:

<http://www.londrina.pr.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=291&Itemid=342

>. Acesso em: 10 dez. 2013.

REGO, R. C. DE M.; DA SILVA, M. X.; QUIRÓS, C. S.; DELABIO, J. C. **Aninhamento e substituição de espécies: o que promove a diversidade beta ao longo de um gradiente de dessecação em um costão rochoso?** Curso de campo Ecologia da Mata Atlântica, 2012. IB-USP. Disponível em: <<http://ecologia.ib.usp.br/curso/2012/PDF/PO1-2.pdf>>. Acesso em: 10 jan.2014.

REIS, J.T. **Influência do uso e ocupação da terra no ecossistema aquático da sub-bacia hidrográfica do Arroio Cadena, em Santa Maria - RS.** 2006. 110 f. Dissertação (Mestrado)- Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006. Disponível em: <http://cascavel.cpd.ufms.br/tede/tde_arquivos/21/TDE-2007-08-24T135654z-787/Publico/janete.pdf>. Acesso em: 09 nov. 2013.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza.** 5 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2009, 470 p.

RICOTTA, C., CARRANZA, M. L., & AVENA, G. Computing β -diversity from species-area curves. **Basic and Applied Ecology.** Rome, v. 3, n. 1, p. 15-18, 2002.

ROSENZWEIG, Michael L. **Species Diversity in Space and Time.** Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

ROUTLEDGE, R. D. On Whittaker's components of diversity. **Ecology.** Canadá, v. 58, n. 5, p. 1120-1127, 1977.

SANTOS, R. B. **Degradação ambiental na bacia do ribeirão Cambézinho em Londrina - contaminação patogênica.** 1984. Monografia (Bacharel em Geografia) – Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 1984.

SCHÄFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais.** Porto Alegre: Editora da Universidade-UFRGS, 1984. 532p.

SHIBATTA, O. A.; BENNEMANN, S. T.; SILVA- SOUZA, A. T. Diversidade de peixes do ribeirão Cambé. In: SOARES, F. S. (Coord.). **Diagnóstico das condições biológicas e ambientais do alto ribeirão Cambé.** Londrina, 2003. 41-51. p.

SHIBATTA, O. A.; ORSI, M. L.; BENNEMANN, S. T. Os peixes do Parque Estadual Mata dos Godoy. In: TOREZAN, J. M. (Org). **Ecologia do Parque Estadual Mata do Godoy**. Londrina: Itedes, 2006. 156-167 p.

SILVA JUNIOR, F.; TORRES, E. C.; LUCA, D. S. Lagos do Igapó II, II, III, IV: Um Olhar Ambiental Sobre Quatro Áreas de Preservação Permanente na Área Urbana de Londrina - Paraná. In: VI Seminário Latino Americano de Geografia Física. II Seminário Ibero Americano de Geografia Física, 2010, Montevideo. **Grupo de Estudos GeCart (Cartografia e Geomorfologia)**. Disponível em: <<http://www.uc.pt/fluc/cegot/VISLAGF/actas/tema4/francisco>>. Acesso em: 09 nov. 2013.

SIMPSON, G.G. Mammals and the nature of continents. **American Journal of Science**. v. 241, n. 1, p. 1-31, 1943.

SIQUEIRA, R. D. M. B.; HENRY-SILVA, G. G. A bacia hidrográfica como unidade de estudo eo funcionamento dos ecossistemas fluviais. **Boletim da Associação Brasileira de Limnologia**, v. 39, p. 2, 2011.

SMITH, W. S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O. As espécies de peixes introduzidas no rio Tietê. In: ROCHA, O. et.al (Ed.). **Espécies invasoras em águas doces - estudo de caso e propostas de manejo**. São Carlos: Editora da Universidade São Carlos, 2005. 165-180. p.

SOARES, F.S. et. al. Amphipleuraceae (Bacillariophyceae) do alto da bacia do Ribeirão Cambé, Londrina, Brasil. **Rev. bras. Bot.** Londrina, v.34, n.1, 2011. 39-49 p.

STEELE, J. H. A Comparison of Terrestrial and Marine Ecological Systems., v. 313, n. 6001 **Nature**, 1985. p. 355-358.

THOMASI, C. D. et. al. **Um sistema para previsão de impactos gerados pela instalação de indústrias e sua influência sobre ecossistemas costeiros no extremo sul do Brasil**. Rio Grande, p. 1455-1464, 2011. Disponível em: <http://www.dimap.ufrn.br/csbc2011/anais/eventos/contents/WCAMA/Wcama_Sessa_o2_Artigo2_Thomasi.pdf>. Acesso em: 09 nov. 2013

TUCCI. C.M. **Hidrologia Ciência e Aplicações**. Porto Alegre: Editora da Universidade: ABRH, 1993.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. Oficina dos Textos. São Paulo - SP, 2008.

VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R., CUSHING, C.E. The river continuum concept. **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**. Canadá, v.37, p.130-137, 1980.

VIEIRA, D. B.; SHIBATTA, O. A. **Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil**. *Biota Neotropica*, v. 7, n. 1, Campinas, 2007.

VIEIRA, F. Distribuição, impactos ambientais e conservação da fauna de peixes da bacia do rio Doce. Belo Horizonte: Instituto Estadual de Florestas. **MG.Biota.**, v. 2, p. 5-22, 2010. Disponível em: <http://www.cemig.com.br/pt-br/A_Cemig_e_o_Futuro/sustentabilidade/nossos_programas/ambientais/peixe_vivo/publicacoes/Documents/MG_Biota1%C2%AA%20Edi%C3%A7%C3%A3o.pdf#page=5> Acesso em: 19 dez. 2013.

VIZINTIM, M; DE QUEIROZ NETO, J. P. Evolução do uso do solo na bacia do ribeirão Cafezal-PR entre 1980 e 1987. **Seminário: Ciências Agrárias**, v. 13, n. 1, 1992. 24-31 p.

WANG, Y., BAO, Y., YU, M., XU, G., & DING, P. Nestedness for different reasons: the distributions of birds, lizards and small mammals on islands of an inundated lake. **Diversity and Distributions**. China, v. 16, n. 5, p. 862-873, 2010.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. **Ecological monographs**. New York, v. 30, n. 3, p. 279-338, 1960.

WHITTAKER, Robert H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**. New York, v.21 p. 213-251, mai.1972.

WILLIAMS, P. H. Mapping variations in the strength and breadth of biogeographic transition zones using species turnover. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**. London, v. 263, n. 1370, p. 579-588, mai.1996.

WILSON, M. V.; MOHLER, C. L. Measuring Compositional Change Along Gradients. **Vegetatio**, v. 54, n. 3, 1983. p. 129-141.

WILSON, M. V.; SHMIDA, A. Measuring beta diversity with presence-absence data. **The Journal of Ecology**, v. 72, n. 3, p. 1055-1064, 1984.

YABE, M. J. S.; OLIVEIRA, E. Determinação de metais pesados como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. **Química Nova**, v. 21, n. 5, p. 551-556, 1998. Disponível em < <http://www.scielo.br/pdf/qn/v21n5/2922.pdf> > Acesso em 5 fev. 2014.