

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CAMPUS LONDRINA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

NATHÁLIA TREVISAN ALVES

**ANÁLISE DA ESTRUTURA E DINÂMICA DA ASSEMBLEIA DE
PEIXES DO TRECHO DE CABECEIRA DO RIBEIRÃO CAMBÉ,
LONDRINA – PR**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

LONDRINA

2015

NATHÁLIA TREVISAN ALVES

**ANÁLISE DA ESTRUTURA E DINÂMICA DA ASSEMBLEIA DE
PEIXES DO TRECHO DE CABECEIRA DO RIBEIRÃO CAMBÉ,
LONDRINA – PR**

Trabalho de Conclusão de Curso, como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina.

Orientador: Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira

LONDRINA

2015



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Londrina
Coordenação de Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

Título da Monografia

Análise da estrutura e dinâmica da assembleia de peixes do trecho de
cabeceira do ribeirão Cambé, Londrina - PR

por

Nathália Trevisan Alves

Monografia apresentada no dia 24 de novembro de 2015 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho _____
(aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

Prof. Dra. Alessandra Furtado da Silva
(UTFPR)

Prof. Dr. Orlando Carvalho Júnior

Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira
Orientador

Prof. Dra. Ligia Flávia Antunes Batista
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

Dedico este trabalho à memória do meu pai,
Ricardo, que me dedicou todo seu amor e
sempre me incentivou.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, às pessoas que acreditaram e incentivaram a minha trajetória durante a graduação, Flávia Junqueira, Tia Denise, Tia Marisa e minha avó, difícil resumir em palavras a minha enorme gratidão pelo apoio dado.

Agradeço aos companheiros de caminhada, Ana, Bruna, Amanda, Bruno, Leo, pelos momentos únicos, alguns divertidos e inesquecíveis, outros não tão animadores assim, mas que sem vocês teria sido ainda mais complicado. Agradeço principalmente a Ana, pela paciência, companheirismo e por ter se tornado uma irmã, que deu bronca quando foi preciso, mas que não mediu esforços para ser presente nos momentos mais difíceis.

Agradeço a todos os integrantes do LETA por terem feito parte da minha vida acadêmica, por tornarem todas as coletas mais divertidas e menos cansativas, hoje temos uma coleção de histórias juntos e sempre lembraremos delas com muito sorriso no rosto, em especial Bruno, pela enorme amizade, e Gabriel e Victor, pelo companheirismo, isso sim é equipe!

Agradeço ao meu orientador, Edson Fontes de Oliveira, que nesses mais de 2 anos trabalhando juntos me ensinou princípios não só acadêmicos, mas também profissionais e pessoais, me proporcionou oportunidades e experiências que fizeram parte da minha formação profissional.

Agradeço também àqueles que estiverem me apoiando sempre e me motivando a continuar, meu irmão Ricardo e João Marcondes.

Finalmente, agradeço a minha mãe, Marilda, que fez meu sonho se tornar realidade, hoje minhas conquistas são por ela, para ela e com ela, serei eternamente grata por tanto carinho, amor, paciência e dedicação.

Assim, finalizo os agradecimentos com a frase de Antoine de Saint-Exupéry, “Aqueles que passam por nós, não vão sós, não nos deixam sós. Deixam um pouco de si, levam um pouco de nós”.

RESUMO

TREVISAN, N. **Análise da estrutura e dinâmica da assembleia de peixes do trecho de cabeceira do ribeirão Cambé, Londrina – PR.** 2015. 50 folhas. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2015.

A estrutura e dinâmica das assembleias de peixes tendem a se alterar à medida que ocorrem mudanças diretas no sistema aquático, no entorno do corpo hídrico e mesmo na bacia de drenagem. Desta forma, o presente estudo analisou a estrutura e dinâmica das assembleias de peixes de um trecho de cabeceira do ribeirão Cambé (Londrina-PR), inserido em uma bacia essencialmente urbana. As coletas de peixes e água foram realizadas trimestralmente em três pontos da cabeceira do ribeirão, durante os anos de 2013 e 2014, sendo uma coleta em cada estação no ano. A coleta de peixes, inicialmente, foi realizada com pesca manual, com esforço amostral de 40 minutos e três pessoas, seguida de pesca elétrica com o mesmo esforço. Com a água coletada foram analisados parâmetros abióticos, como pH, condutividade elétrica, temperatura da água, oxigênio dissolvido e turbidez, utilizando equipamentos portáteis. Foram coletados 2.340 exemplares de peixes distribuídos em seis ordens, oito famílias e quinze espécies. As espécies mais abundantes foram *P. reticulata* e *T. rendalli*, ambas exóticas, enquanto *G. brasiliensis* apresentou maior biomassa. Das espécies coletadas, 80% foram consideradas constantes no ribeirão, sendo apenas duas espécies acidentais e uma considerada acessória. A variação espacial detectou diferença significativa entre os pontos amostrados quanto à abundância de indivíduos e biomassa, o que foi relacionado às diferenças fisiográficas e interferências antrópicas. O ponto 3 apresentou os maiores valores quanto aos parâmetros de diversidade, enquanto o ponto 1 apresentou a maior dominância. Na análise temporal não foi detectada diferença entre as estações do ano quanto à abundância e biomassa, não apresentando um padrão nítido de variação ao longo do ano e entre os anos. O ponto 2 se destacou na avaliação do padrão de distribuição de tamanho, revelando o menor tamanho médio devido a coleta de grande número de indivíduos jovens de *T. rendalli*, bem como os exemplares de maior tamanho, o que indicou a capacidade do ambiente de favorecer espécies de maior porte. Apesar dos pontos 1 e 3 serem classificados como moderadamente degradados a partir da curva de relação Abundância-Biomassa (ABC), o trecho total estudado da bacia foi considerado degradado, por influência dos resultados obtidos pelo ponto 2 (elevada abundância da *T. rendalli*). A Análise de Correlação Canônica (CCA) confirmou os padrões anteriores e revelou que a temperatura da água e oxigênio dissolvido estiveram mais correlacionadas com o eixo 1 e contribuíram para a segregação do ponto 2. A análise multivariada também confirmou que o ponto 3 apresentou maior diversidade de espécies e participação de exemplares de maior porte, enquanto o ponto 1 revelou maior valores de dominância e condutividade elétrica, a qual pode indicar a maior entrada de compostos oriundos de efluentes e carreamento de sólidos da bacia urbana.

Palavras-chave: Ictiofauna. Padrões de diversidade. Interferências antrópicas.

ABSTRACT

TREVISAN, N. **Analysis of the structure and dynamics of fish assemblage in the headwater stream Cambé, Londrina - PR.** 2015. 50 p. Work of Course Conclusion (Bachelor of Environmental Engineering) – Federal Technological University of Paraná. Londrina, 2015.

The structure and dynamics of fish assemblages tend to change as these changes occurs into the water system, the surrounding water body or even in the drainage basin. Thus, this study analyzed the structure and dynamics of fish assemblages in the water stream of Cambé (Londrina-PR), inserted in an urban basin. The fish and water collection occurred in 3 sites in the headwater stream in 2013 and 2014, one collection in each season. The collection of fish was done initially by manual fishing, with sampling effort of 40 minutes and three people, followed by electrofishing with the same effort. With the sampled water, the abiotic parameters were measured, such as pH, electrical conductivity, water temperature, dissolved oxygen and turbidity, using portable equipment. We collected 2,340 specimens of fish distributed in 6 orders, 8 families and 15 species. The most abundant species were *P. reticulata* and *T. rendalli*, both exotic species, and the species with greater biomass was *G. brasiliensis*. 80% of the collected species were considered constant in the stream, and only two accidental species and one as accessory. The spatial variation detected significant differences between sampled sites as the abundance of individuals and biomass, which is related to physiographic differences and anthropogenic interference. Site 3 showed the highest values in relation to parameters of diversity, while site 1 had the highest dominance. In the temporal analysis it wasn't detected differences between the seasons in relation to abundance and biomass, with the stream not showing a clear pattern of change throughout the year and between years. Site 2 is highlighted in the assessment of size distribution pattern, revealing the lowest average size due to collection of large numbers of immature individuals of *T. rendalli*, and individuals of larger size, which indicated the ambient capacity to favor larger species. Although locals 1 and 3 were classified as moderately degraded from ABC curves, the studied stretch was considered degraded, by influence of the results obtained in site 2 (high abundance of *T. rendalli*). The CCA confirmed previous standards and revealed that the water temperature and dissolved oxygen were most correlated with axis 1 and contributed to the segregation of site 2. Multivariate analysis also confirmed that site 3 showed greater diversity of species and participation of larger specimens, site 1 showed greater dominance values and electrical conductivity, which may indicate input to compounds originating from effluents and loading of urban materials.

Keywords: Ichthyofauna. Parameters of diversity. Anthropogenic interference.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – BACIA DO RIBEIRÃO CAMBÉ, INSERIDO NO TERRITÓRIO MUNICIPAL DE LONDRINA.....	19
FIGURA 2 – USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA BACIA DO RIBEIRÃO CAMBÉ (LONDRINA/PR)	20
FIGURA 3 – MAPA DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM AO LONGO DA BACIA DO RIBEIRÃO CAMBÉ.....	21
FIGURA 4 – FOTOS DOS PONTOS AMOSTRADOS, (A) E (B) PONTO 1, (C) E (D) PONTO 2, (E) E (F) PONTO 3.....	22
FIGURA 5 – INTERPRETAÇÃO DA CURVA ABC PROPOSTO POR CLARKE E WARWICK (2001).....	24
FIGURA 6 – DISTRIBUIÇÃO DA ABUNDÂNCIA ENTRE AS ESPÉCIES DOS TRÊS PONTOS DE AMOSTRAGEM NO RIBEIRÃO CAMBÉ	29
FIGURA 7 – MÉDIA E DESVIO PADRÃO DA VARIAÇÃO ESPACIAL DA ABUNDÂNCIA E BIOMASSA AO LONGO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM NO RIBEIRÃO CAMBÉ	30
FIGURA 8 – VARIAÇÃO ESPACIAL DOS PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS AO LONGO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM NO RIBEIRÃO CAMBÉ.....	32
FIGURA 9 – VARIAÇÃO TEMPORAL DOS PARÂMETROS DE DIVERSIDADE AO LONGO DAS ESTAÇÕES DO ANO NO RIBEIRÃO CAMBÉ	33
FIGURA 10 – VARIAÇÃO TEMPORAL DA ABUNDÂNCIA E BIOMASSA AO LONGO DAS ESTAÇÕES DO ANO NO RIBEIRÃO CAMBÉ	34
FIGURA 11 – VARIAÇÃO TEMPORAL DOS PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS AO LONGO DAS ESTAÇÕES DO ANO NO RIBEIRÃO CAMBÉ	35
FIGURA 12 – VARIAÇÃO DE TAMANHO DAS ESPÉCIES DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM DO RIBEIRÃO CAMBÉ	36
FIGURA 13 – TAMANHO MÁXIMO E MÉDIO DOS PONTOS 1, 2 E 3	37
FIGURA 14 – CURVA ABC DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM E DE TODA A CABECEIRA DO RIBEIRÃO CAMBÉ	38
FIGURA 15 – ANÁLISE DE CORRELAÇÃO CANÔNICA (CCA) GERADA A PARTIR DA MATRIZ PRINCIPAL FORMADA PELA ABUNDÂNCIA DAS ESPÉCIES NOS PONTOS DE AMOSTRAGEM E MESES DE COLETA, BIOMASSA, PARÂMETROS DE DIVERSIDADE (S= RIQUEZA DE ESPÉCIES; E= EQUITABILIDADE; H'= ÍNDICE DE SHANNON; D= DOMINÂNCIA DE SIMPSON) E DISTRIBUIÇÃO DE TAMANHO (P= PEQUENOS, 0-30MM; M= MÉDIOS, 30-100MM; G= GRANDES, >100MM) E DA MATRIZ SECUNDÁRIA COM DADOS LIMNOLÓGICOS DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM (TEMPERATURA DA ÁGUA, OXIGÊNIO DISSOLVIDO, PH, CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E TURBIDEZ). AS SETAS INDICAM AS RESULTANTES DOS VETORES QUE EXPRESSAM AS CORRELAÇÕES DE PEARSON DOS PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS COM OS EIXOS 1 E 2 DA CCA	40

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
2. OBJETIVOS	11
2. 1 OBJETIVO GERAL.....	11
2. 2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	11
3. REFERENCIAL TEÓRICO	12
3. 1 ASSEMBLEIA DE PEIXES.....	12
3.2 PARÂMETROS DE ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES	13
3. 3 PARÂMETROS DA DINÂMICA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES	16
4. MATERIAIS E MÉTODOS	18
4. 1 ÁREA DE ESTUDO	18
4. 2 COLETA DE PEIXES	20
4. 3 PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS.....	21
4. 4 PARÂMETROS DE DIVERSIDADE.....	23
4. 5 CURVA ABUNDÂNCIA-BIOMASSA (ABC).....	24
4. 6 ANÁLISE DOS DADOS	24
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
5. 1 COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA.....	26
5. 2 VARIAÇÕES ESPACIAIS	27
5. 3 VARIAÇÕES TEMPORAIS	32
5. 4 VARIAÇÕES DE TAMANHO	35
5. 5 RELAÇÃO ABUNDÂNCIA-BIOMASSA	37
5. 6 RELAÇÃO DOS PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS COM A ESTRUTURA E DINÂMICA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES.....	39
6. CONCLUSÃO	42
REFERÊNCIAS	43

1. INTRODUÇÃO

Há vários estudos que tentam explicar as variações na diversidade de espécies de peixes ao longo do espaço e do tempo, comparando a estrutura da assembleia dentro de um mesmo corpo d'água ou comparando cursos diferentes. Vannote *et al.* (1980) propuseram o conceito do *continuum* fluvial, o qual estabelece uma zonation dos sistemas lóticos (águas correntes) em função da sua estrutura física, composição biológica e metabolismo (relação entre produção e respiração do ecossistema): zonas de cabeceira, intermédia e foz. Ainda de acordo com Vannote *et al.* (1980), a cabeceira de rios são trechos relativamente muito dependentes da importação de material alóctone, comumente apresentando baixa produção primária influenciada diretamente pela baixa luminosidade, a qual se deve à presença da vegetação ciliar que tende a encobrir todo o corpo d'água. À medida que o rio segue o seu curso em direção à foz, espera-se diminuição da dependência do material alóctone em razão do aumento do volume e largura do rio.

Dessa forma, a tendência de riachos apresentarem maior diversidade de peixes na foz de seus rios se justifica possivelmente pela maior oferta de habitats e recursos, bem como pela diminuição na pressão de competição entre os membros da comunidade ictiofaunística ao longo do gradiente longitudinal. Casatti (2005) também observou esta relação da maior diversidade de peixes em relação ao aumento da ordem do ambiente lótico no sentido nascente-foz para o córrego São Carlos (Brasil), associado ao aumento da complexidade de habitats ao longo do gradiente. Este resultado de adição de espécies nos pontos próximos a foz também foi verificado em riachos da microbacia do Rio Grande, São Paulo (BRAGA, 2004; BRAGA; ANDRADE, 2005).

Entretanto, esse padrão pode não ser observado em vários riachos em razão de impactos antrópicos, tais como, intensa erosão do solo nas margens, poluição por efluentes domésticos e industriais e supressão da mata ripária, os quais podem modificar o fluxo da água, estrutura do habitat e, conseqüentemente, a composição e dinâmica da ictiofauna (FERREIRA; CASATTI, 2006). Esses impactos deletérios também foram constatados por Araújo e Tejerina-Garro (2007) sobre a comunidade de peixes dos riachos da bacia do Ribeirão Ouvidor, no Estado de Goiás. Vários outros estudos retratam a redução da diversidade de peixes pela

influência de atividades antrópicas, as quais podem promover o estabelecimento e consolidação da dominância de espécies tolerantes e exóticas (OLIVEIRA; BENNEMANN, 2005; ARAUJO; TEJERINA-GARRO, 2007).

A assembleia de peixes é considerada um excelente indicador biológico (ARAÚJO, 1998; CARVALHO, 2015). A estrutura e dinâmica da assembleia de peixes, por exemplo, respondem aos impactos antrópicos de forma direta, revelando normalmente perda de diversidade e predominância de peixes tolerantes e oportunistas que dominam em abundância, substituindo aquelas sensíveis e especializadas (CLARKE; WARWICK, 2001; CASATTI *et al.*, 2012).

Dentre os parâmetros da estrutura das assembleias de peixes que têm sido comumente utilizados com o intuito de monitorar a qualidade de habitats, se destacam: variações temporais e espaciais de abundância e tamanho em comprimento (SHIBATTA; CHEIDA, 2003, GAMBAROTTO, 2014; TORREZANI, 2015), biomassa, composição e ocorrência de espécies (VIEIRA; SHIBATTA, 2007), padrões de diversidade (SHIBATTA *et al.*, 2002), ecomorfologia (OLIVEIRA *et al.*, 2010), dieta, a partir da identificação do conteúdo estomacal, e dinâmica reprodutiva (VEREGUE; ORSI, 2003; FERREIRA; CASATTI, 2006).

A composição e riqueza de espécies em determinado habitat é utilizada como indicador de qualidade ambiental já que se assume que a disponibilidade de habitats tem relação direta com a biodiversidade (VIEIRA; SHIBATTA, 2007). A estrutura trófica também tem sido usada para avaliar condições ambientais, pois assim como a estrutura das assembleias, as ações antrópicas afetam diretamente a disponibilidade de recursos alimentares autóctones e alóctones para o ecossistema (OLIVEIRA; BENNEMANN, 2005).

Desta forma, o presente trabalho pretendeu analisar a estrutura e dinâmica das assembleias de peixes do trecho de cabeceira do ribeirão Cambé (Londrina-PR), inserido em uma bacia essencialmente urbana, a fim de detectar possíveis variações espaciais e temporais, as quais poderiam estar associadas a determinadas pressões antrópicas, podendo constituir em uma importante ferramenta na análise dos impactos ambientais sobre riachos e rios em bacias desse tipo.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Analisar parâmetros de estrutura e dinâmica das assembleias de peixes em trechos de cabeceira do Ribeirão Cambé, inserido na zona urbana de Londrina/PR.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Propor análise espaço-temporal da estrutura e dinâmica da assembleia de peixes como ferramenta para análise de impactos ambientais em riachos de bacias urbanas;
- Verificar possíveis variações na estrutura e dinâmica da assembleia de peixes da zona de cabeceira do ribeirão Cambé em decorrência de ações antrópicas;
- Relacionar os parâmetros limnológicos com a estrutura e dinâmica da assembleia de peixes da zona de cabeceira do ribeirão Cambé.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 ASSEMBLEIA DE PEIXES

A área urbana do município de Londrina é marcada pela presença de muitos cursos d'água, que constituem fundos de vale e lagos que formam pontos turísticos e áreas recreativas (SECRETARIA MUNICIPAL DO AMBIENTE, 2014). A presença desses ambientes é de extrema importância para amenização de temperaturas em seu entorno, o que contribui para a valorização imobiliária da cidade. Contudo, com o crescente desenvolvimento das cidades e dos polos industriais, houve mudanças nas condições ambientais em decorrência das ações antrópicas, acarretando problemas como assoreamento, eutrofização, contaminação e supressão da biodiversidade, que comprometeu a qualidade dos recursos hídricos inseridos em zona urbana (CUNICO; AGOSTINHO; LATINI, 2006; GALVES; JEREP; SHIBATTA, 2007).

Quando ocorrem mudanças nas condições ambientais, todo o ecossistema é alterado, inclusive as assembleias de peixes são reestruturadas devido à diminuição da disponibilidade de recursos naturais essenciais para manutenção da vida aquática (ODUM; BARRETT, 2007). Desta forma, estudos utilizam não só parâmetros abióticos da água, tais como pH, turbidez, condutividade e oxigênio dissolvido, como também bióticos para avaliar a integridade dos habitats e a qualidade ambiental dos ecossistemas (VIEIRA; SHIBATTA, 2007; SÚAREZ, 2008).

Nesse contexto, estudos sobre assembleias de peixes tem se intensificado devido as suas fragilidades em relação à degradação da vegetação ripária e das alterações químicas e físicas da água (FELIPE; SÚAREZ, 2010). A presença de vegetação ciliar pode, segundo Naiman *et al.* (2005), aumentar a estabilidade das margens, diminuindo o processo de entrada de sedimentos, fertilizantes e pesticidas. Além disso, pode diminuir a transferência da matéria orgânica do ecossistema terrestre para o aquático (CASATTI *et al.*, 2012).

Características ambientais estão fortemente relacionadas com a diversidade local de espécies de peixes. Ambientes com maior largura e volume tendem a fornecer mais micro-habitats e recursos alimentares, permitindo maior

coexistência entre espécies (CASATTI, 2002; ARAÚJO; TEREJINA-GARRO, 2007; SÚAREZ, 2008). As variações na condutividade elétrica em rios tropicais com as características geoquímicas locais e o clima da região podem estar associados com a precipitação e o transporte desses solutos para o ambiente aquático (ESTEVES, 1998). Desta forma, os impactos antrópicos causados pela urbanização, agropecuária e agricultura contribuem para sedimentação e grandes cargas de nutrientes e matéria orgânica que entram nos corpos d'água, aumentam a condutividade elétrica e alteram a estrutura da ictiofauna local (DAGA *et al.*, 2012). Em riachos de duas microbacias urbanas na bacia do Alto Rio Paraná, a condutividade elétrica, profundidade e largura foram componentes que justificaram a variação na diversidade de espécies de peixes (FELIPE; SÚAREZ, 2010). Outros trabalhos também relacionam a influência da condutividade e outras variáveis físicas e químicas (altitude, largura, oxigênio dissolvido, pH, temperatura, profundidade) sobre a abundância, riqueza e diversidade da ictiofauna (CUNICO; AGOSTINHO; LATINI, 2006; SÚAREZ, 2008; SÚAREZ; LIMA-JUNIOR, 2009; GONÇALVES; BRAGA, 2012).

Os peixes podem ser utilizados como parâmetro biótico para avaliar os impactos nos ambientes em que estão inseridos. Por apresentarem ciclos de vida relativamente longos, de 3 a 10 anos, expressam efeitos de médio a longo prazo, diferentemente dos parâmetros abióticos que retratam apenas a situação atual do curso d'água (FLOTEMERSCH; STRIBLING; PAUL, 2006).

Para analisar a estrutura e dinâmica de assembleias de peixes em ambientes lênticos, Oliveira e Goulart (2000) propuseram que devem ser identificados e analisados fatores como parâmetros físicos e químicos da água, estrutura dos habitats e interações bióticas.

3.2 PARÂMETROS DE ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES

Os parâmetros de estrutura das assembleias de peixes são importantes ferramentas para avaliação da condição ambiental que se encontra o corpo d'água, pois se apresentam de forma diferente em ambientes íntegros e ambientes impactados. A abundância (número de indivíduos coletados), biomassa (massa dos

indivíduos coletados) e tamanho são exemplos destes parâmetros (RICKLEFS, 2010). O ambiente impactado tende a apresentar espécies de peixes r-estrategistas (PIANKA, 1970), com comportamento oportunista, devido à capacidade de tolerar e se adaptar a distúrbios causados no ambiente aquático, com estrutura corporal menor e maturação mais rápida, enquanto que em ambientes íntegros tendem a apresentar espécies k-estrategistas (PIANKA, 1970), que ao contrário das oportunistas, são mais sensíveis aos impactos, se destacando na biomassa por possuírem corpos maiores, além de maturação e crescimento mais lento.

A presença desses grupos de espécies influencia diretamente a estrutura da assembleia de peixes, pois quando analisados de forma geral, as biomassa e abundância totais das espécies, assim como a presença de espécies classificadas como r ou k-estrategistas, permitem analisar a condição que o ambiente aquático se encontra, e isto pode ser realizado pelo método da curva ABC (*Abundance-Biomass Curves*), que relaciona a abundância e biomassa das espécies (CLARKE; WARWICK, 2001; DIAS; TEJERINA-GARRO, 2010). Casatti, Langeani e Ferreira (2006) aplicaram tal método em riachos com qualidade da água e habitats mais e menos perturbados, e obtiveram nos trechos de riachos com habitat menos perturbado a curva da biomassa acima da curva de abundância (W positivo), caracterizando-os como ambientes com menos distúrbios. Por outro lado, nos trechos de riachos com habitat mais perturbado o resultado foi o oposto (W negativo), curva de abundância acima da de biomassa, indicando a presença de espécies r-estrategistas.

A presença da mata ciliar, juntamente com aumento da largura do riacho, pode proporcionar esconderijos e refúgios para os peixes, tais como galhos e massas de raízes, aumentando a diversidade de espécies (ABES; AGOSTINHO, 2001). Valores de abundância de espécies, características fisiográficas dos riachos como largura, profundidade e estrutura da vegetação ciliar, podem estar associadas aos padrões de diversidade e distribuição das espécies.

Dias e Tejerina-Garro (2010) analisaram quatro trechos de riachos do rio João Leite (Goiás) inseridos em área de preservação permanente, considerados inicialmente como não impactados, e seis trechos de riachos fora desta área, considerados impactados. Nos resultados da curva ABC, esses autores constataram que nos diferentes ambientes haviam trechos onde a curva de abundância estava acima da de biomassa, explicada pela influência antrópica, mesmo nos trechos

inseridos na área de preservação permanente; e alguns trechos considerados impactados não apresentaram o comportamento esperado, o que foi explicado pela inserção de espécies e pela diferença da ordem dos riachos analisados.

A diversidade é outro parâmetro importante, está diretamente relacionado com a disponibilidade de recursos alimentares, de habitats e qualidade da água (ESTEVES, 1998). Desta forma, a diversidade tende a ser reduzida em comunidades bióticas que sofrem estresse, como ações antrópicas, podendo ser usada também como ferramenta para analisar o efeito das perturbações sobre a estrutura de assembleias (ODUM; BARRET, 2007).

Existem dois componentes da diversidade, a riqueza de espécies e a equitabilidade. A riqueza é o número total de espécies encontradas em certo local (ODUM; BARRET, 2007). Alguns estudos a respeito de ambientes aquáticos apontam que a riqueza detectada pode ser influenciada pelo esforço amostral e diferentes artefatos de pesca utilizados (CASTRO *et al.*, 2003; SÚAREZ; LIMA-JUNIOR, 2009). Dessa forma, as análises comparativas entre as diversidades de ambientes diferentes necessitam da padronização do esforço amostral, evitando distorções na identificação dos padrões de diversidade. Por exemplo, um ambiente amostrado por um número maior de aparelhos de pesca, bem como por aparelhos distintos com diferentes seletividades, ou amostrados por mais tempo, tenderão a apresentar maior diversidade de espécies, mas não necessariamente por serem mais diversos, mas por terem sido amostrados com maior esforço.

A região Neotropical destaca-se pela elevada diversidade de espécies, que é normalmente observado em riachos da bacia do Alto Rio Paraná. Exemplos disso são as 22 espécies de peixes encontradas nos riachos do Parque Estadual Morro do Diabo (CASATTI; LANGEANI; CASTRO, 2001), as 27 espécies encontradas no riacho Córrego da Água limpa (FERREIRA; CASATTI, 2006) e 22 espécies no Ribeirão Taquara (GAMBAROTTO, 2014).

No ribeirão Cambé, Londrina-PR, alguns estudos apresentaram baixos valores de riqueza. Shibatta, Bennemann e Silva-Souza (2003) encontraram 16 espécies apontando para a necessidade de ações de recuperação ambiental nos trechos estudados. Na mesma bacia Oliveira e Bennemann (2005) encontraram 15 espécies e discutiram as alterações ocasionadas por impactos antrópicos. Gambarotto (2014) encontrou a riqueza total de 12 espécies a partir de pesca manual e elétrica em trechos de cabeceira do ribeirão Cambé.

A equitabilidade, ou uniformidade, é baseada na abundância relativa de indivíduos e no grau de sua dominância ou falta dela (ODUM; BARRET, 2007), expressa a uniformidade da distribuição da abundância entre as espécies coletadas.

Em dois riachos da bacia do rio Dourados, Alto Rio Paraná, Felipe e Suárez (2010) analisaram riqueza e equitabilidade como variáveis resposta da análise de árvore de regressão, obtendo uma riqueza total de 25 espécies coletadas. Esses autores constataram que a condutividade elétrica foi o preditor das variações de riqueza e equitabilidade, verificando correlação negativa entre a condutividade elétrica e a riqueza e equitabilidade.

3.3 PARÂMETROS DA DINÂMICA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES

A assembleia de peixes também pode ser analisada quanto a sua dinâmica, ou seja, mudanças na composição ao longo de gradientes temporais e espaciais, pois as alterações nos habitats, nos corpos d'água como canalização e barragens, diminuição da qualidade da água e introdução de espécies podem causar variações na distribuição espaço-temporal das comunidades de peixes (COPATTI; COPATTI, 2011).

Esperam-se mudanças nos padrões de abundância e riqueza de assembleia de peixes quando se considera a sazonalidade (COPATTI; ZANINI; VALENTE, 2009). As estações climáticas interferem diretamente na composição da assembleia de peixes, por exemplo, nas estações chuvosas a quantidade de água e o aumento da vazão influenciam as características da água, promovendo variações temporais de fatores físicos, químicos e biológicos (LUZ *et al.*, 2009). Em planícies de inundação, a conexão de rios e lagos durante o período chuvoso faz com que as assembleias de peixes sofram reorganização espacial, a movimentação destas comunidades faz com que ambientes diferentes apresentem composição similar nestes períodos (THOMAZ; BINI; BOZELLI, 2007; MILANI; MACHADO; SILVA, 2010).

Pessanha *et al.* (2000) comprovou tais variações temporais na Baía de Sepetiba-RJ, onde houve mudanças significativas na abundância e riqueza dos exemplares coletados nos meses secos e chuvosos, com maiores valores no verão

e outono. Assim como ocorreu na lagoa Caconde-RS, onde Rocha (2011) constatou que o verão foi a estação com maior abundância de peixes, e o mês de março de 2011 apresentou os maiores valores de biomassa seguido pelo mês de janeiro do mesmo ano.

Ao analisar uma microbacia, desde a nascente até a foz, espera-se encontrar um gradiente longitudinal crescente quanto a abundância, riqueza e diversidade das assembleias, devido a mudança na ordem do rio bem como suas características fisiográficas, largura e profundidade (FERREIRA; CASATTI, 2006; CUNICO; AGOSTINHO; LATINI, 2006).

Diferenças entre estações de amostragens podem ser explicadas pelas diferentes interferências externas, as quais variam espacial e temporalmente. Araújo *et al.* (2001) obtiveram diferença entre as três zonas de amostragem do Rio Paraíba do Sul – RJ, devido a constatação de ambiente poluído e a introdução de espécies oportunistas, como as tilápias, presentes na segunda estação de amostragem.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

Londrina está localizada na região Sul do Brasil, na mesorregião Norte Central do Paraná, com localização geoeconômica estratégica. Apresenta área total de 1.651 km² subdivida em oito distritos, além do distrito-sede, estando compreendida entre as coordenadas 23°08'47" e 23°55'46" de Latitude Sul e entre 50°52'23" e 51°19'11" de Longitude Oeste (CMTU, 2009; PREFEITURA DE LONDRINA, 2014). Com clima subtropical úmido, a cidade apresenta chuvas durante o ano inteiro, com maior intensidade no verão (MARTINS, 2013).

A microbacia hidrográfica do Ribeirão Cambé tem aproximadamente 75 km², percorre cerca de 26 km, inclusive dentro do centro urbano de Londrina (Figura 1). O Ribeirão Cambé está inserido na zona urbana sob efeito direto de impactos advindos da urbanização, principalmente despejo clandestino de esgotos industrial e doméstico, sem nenhum tipo de tratamento, e lançamento de resíduos sólidos nas suas margens. Mesmo diante do quadro de degradação ambiental em boa parte da bacia, o ribeirão Cambé fornece água à população ribeirinha, seja para irrigação, uso doméstico ou atividades recreativas (ROCHA, 1995).

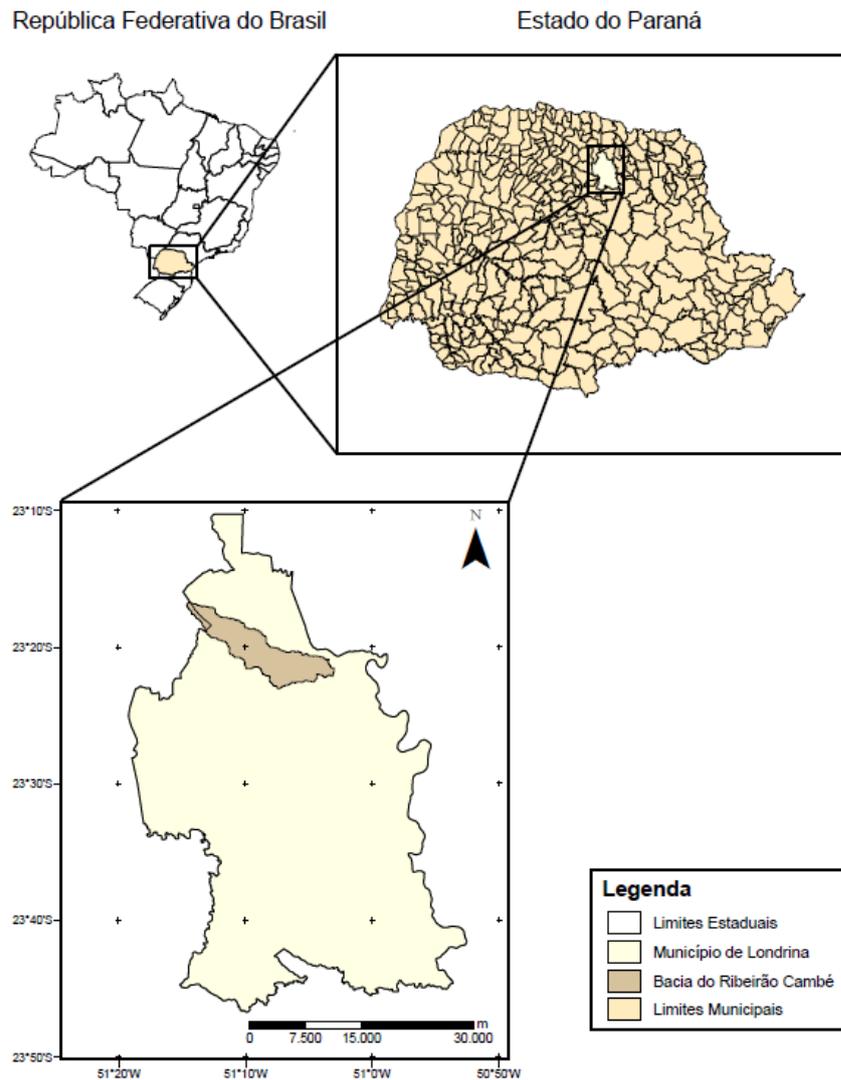
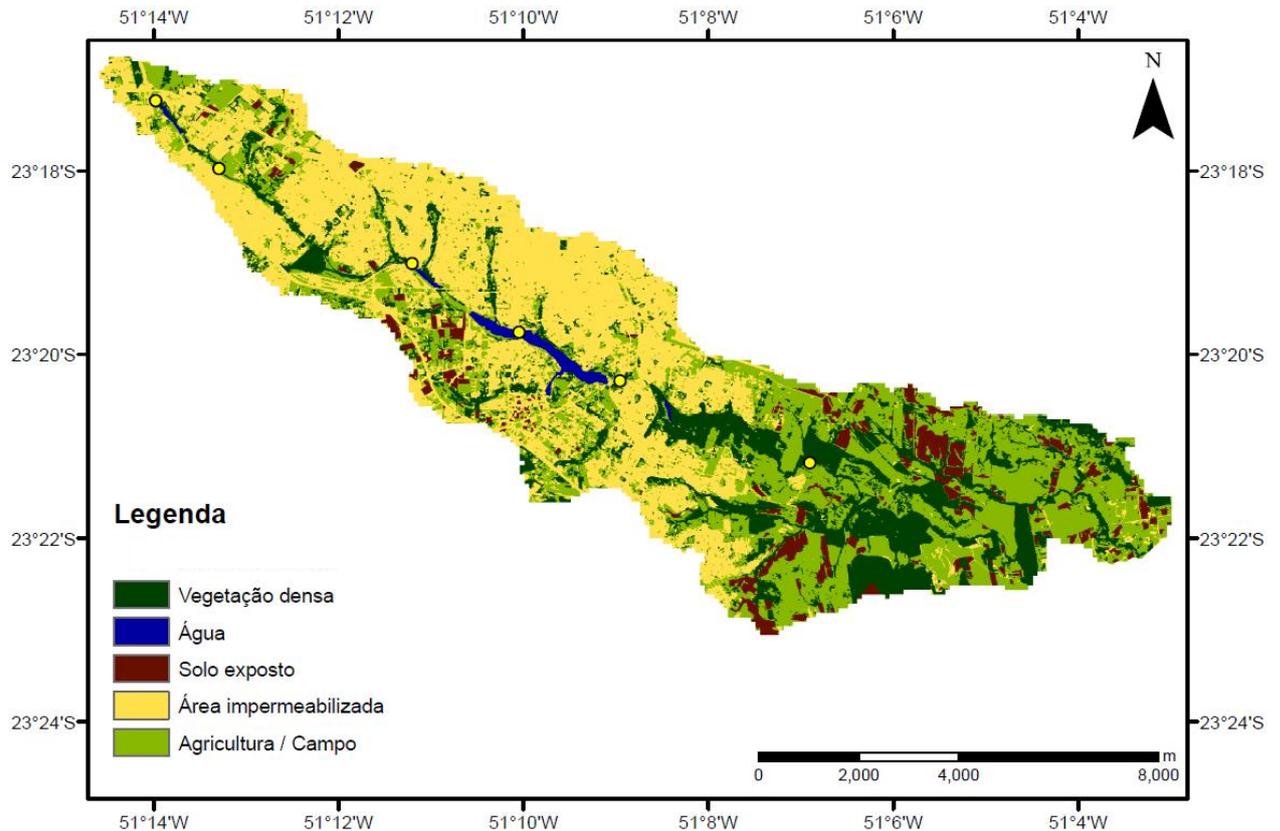


Figura 1 – Bacia do Ribeirão Cambé, inserido no território municipal de Londrina. Fonte: Squizzato (2014).

A integridade da vegetação no entorno do corpo d'água pode retratar a condição ambiental do ecossistema aquático, por isso a análise das áreas adjacentes torna-se de suma importância. Nesse contexto, Squizzato (2014) categorizou o uso e ocupação do solo ao longo da bacia do ribeirão Cambé (Figura 2), revelando o predomínio de áreas impermeabilizadas, o que denota a crescente urbanização e supressão de vegetação ciliar, sobrando alguns poucos fragmentos de vegetação densa na porção inferior da bacia (foz), onde se destaca o solo utilizado pela agricultura e pecuária. Neste mesmo estudo, concluiu-se que a bacia se encontra com alto índice de degradabilidade, afetando a sua composição ictiofaunística.



**Figura 2 – Uso e ocupação do solo da bacia do Ribeirão Cambé (Londrina-PR).
Fonte: Squizzato (2014).**

4.2 COLETA DE PEIXES

As coletas de peixes foram realizadas trimestralmente nos anos de 2013 e 2014, sendo realizada uma coleta em cada estação do ano, em três pontos de amostragem (pontos 1, 2 e 3) na cabeceira do ribeirão Cambé, região mais suscetível a impactos ambientais (Figura 3).

A coleta de peixes foi realizada com esforço de 40 minutos e inicialmente com equipamentos de pesca manual: redinha (malha 2 mm), puçá (malha 2 mm), peneira e rede de arrasto. Após a coleta manual, utilizou-se o método da pesca elétrica com gerador portátil de corrente alternada, 2,5 kW, 400 V, 2A, no mesmo trecho percorrido pela coleta manual e com o mesmo esforço amostral, utilizando uma rede de contenção multifilamentada com 2 mm entre nós. As coletas foram realizadas sob licença permanente número 28113-1 fornecida pelo Instituto Chico Mendes de Proteção a Biodiversidade, através do SISBIO (Sistema de Autorização e

Informação em Biodiversidade). Os exemplares capturados foram fixados em formol 10% e conservados em álcool 70%. A identificação das espécies, bem como o posterior acondicionamento dos exemplares, foram realizados no Laboratório de Ecologia Teórica e Aplicada da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina.

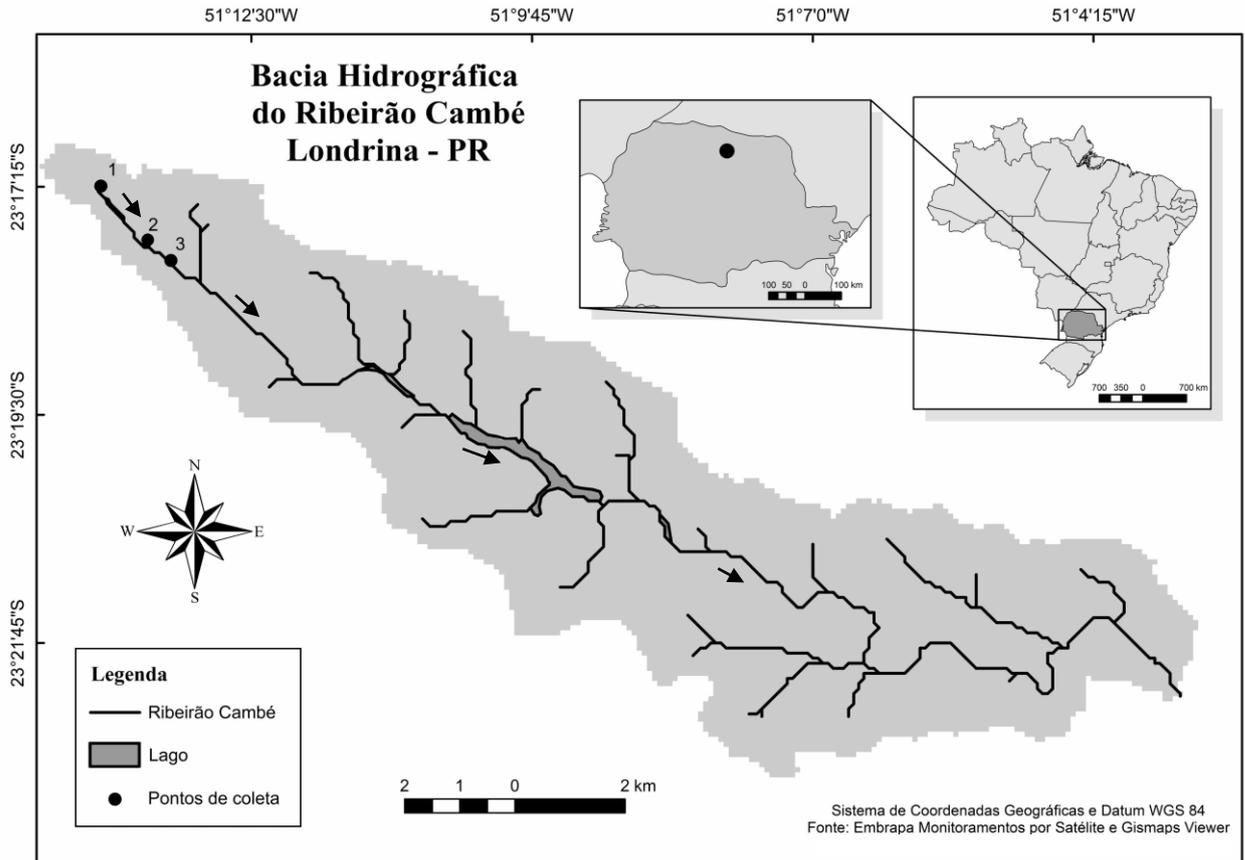


Figura 3 - Mapa dos pontos de amostragem ao longo da bacia do ribeirão Cambé. Fonte: Adaptado de Torrezani (2015).

4.3 PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS

As coletas de água foram realizadas nas mesmas datas da coleta de peixes, sendo uma coleta em cada ponto amostrado (Figura 4), com pote de polietileno de 300 mL. A água foi coletada com o intuito de estimar os seguintes parâmetros limnológicos, aferidos com equipamentos portáteis: temperatura (°C; termômetro), oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹, oxímetro Politerm, modelo POL-60), pH (peagâmetro TECNOPON, Modelo MPA210P), condutividade elétrica (µS.cm⁻¹,

condutivímetro INSTRUTHERM, Modelo CD-860) e turbidez (turbidímetro, TECNOPON, Modelo TB 1000P). Após a anotação dos parâmetros a amostra de água foi descartada no próprio curso d'água.

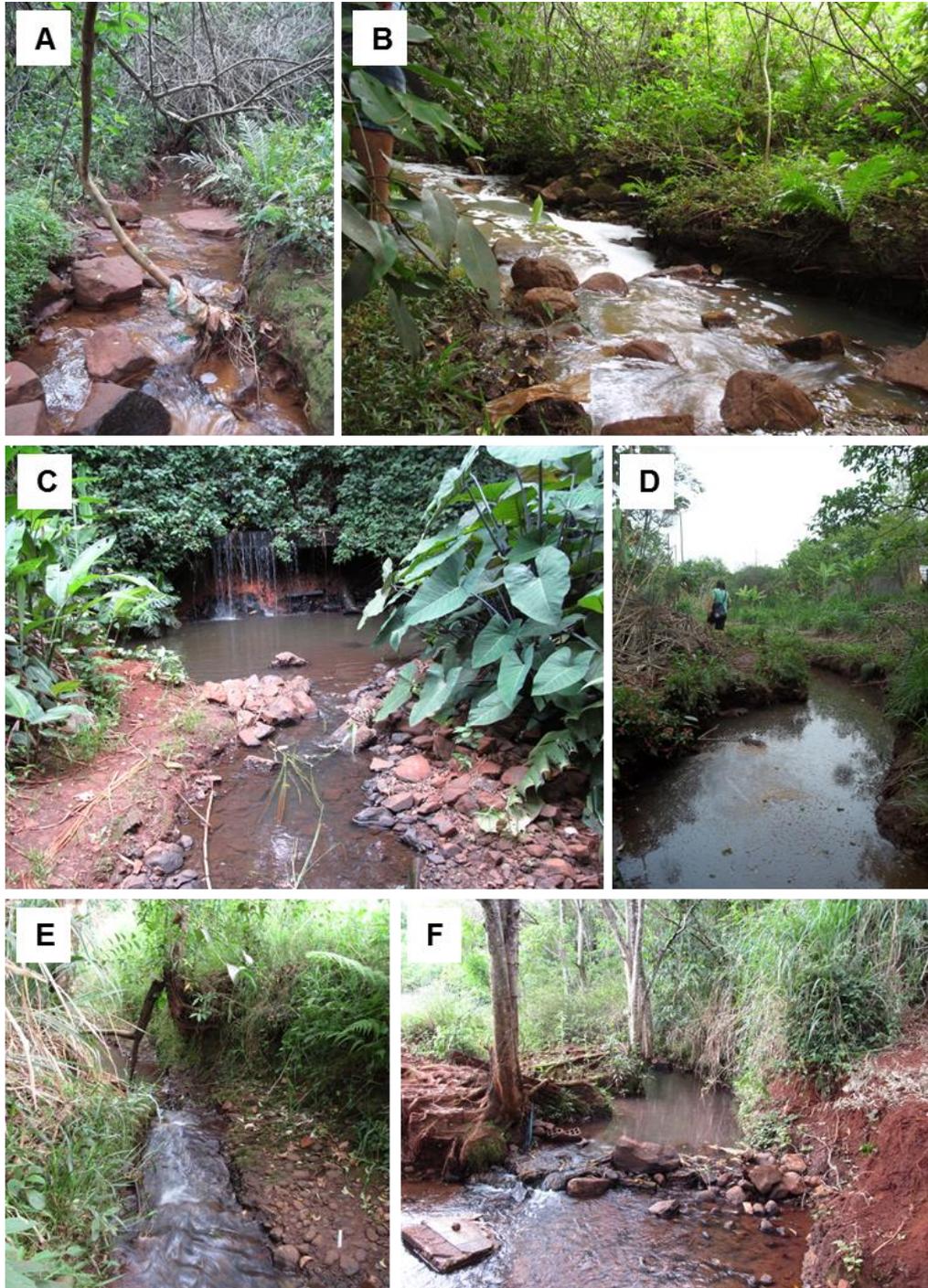


Figura 4 – Fotos dos pontos amostrados, (A) e (B) ponto 1, (C) e (D) ponto 2, (E) e (F) ponto 3.

Fonte: A autoria própria.

4.4 PARÂMETROS DE DIVERSIDADE

Parâmetros de abundância (número de indivíduos) e biomassa das espécies coletadas foram estimados em Laboratório, envolvendo a identificação, estimativas de comprimentos total (mm) e padrão (mm), e biomassa (g) de cada indivíduo coletado.

Com os indivíduos devidamente enumerados e catalogados, foi possível estimar outros parâmetros relacionados à estrutura da assembleia, tais como: riqueza (S), equitabilidade (E) e índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), utilizando o software BioEstat 5.0.

A riqueza de espécies (S) indica o número total de espécies coletadas. A equitabilidade de Pielou é baseada na abundância relativa de espécies e no grau de dominância, indicando a uniformidade do número de indivíduos entre as espécies (ODUM; BARRETT, 2007), calculada a partir da equação (1):

$$E = H' / \log S \quad (1)$$

Onde, S corresponde à riqueza de espécies e H' ao índice de diversidade de Shannon-Wiener, o qual relaciona os dois componentes da diversidade, equitabilidade e riqueza, calculado pela equação (2):

$$H' = - \sum (n_i / N) * \log (n_i / N) \quad (2)$$

Onde, n_i é o número de indivíduos da espécie i, e N o número total de indivíduos coletados (MAGURRAN, 2004).

A constância de ocorrência foi calculada como proposto por Copatti e Copatti (2011), através da equação (3):

$$C = p / P * 100 \quad (3)$$

Onde, C é a constância de ocorrência (%), p é o número de coletas contendo a espécie i, e P é o número total de coletas. Foram consideradas espécies constantes com $C > 50\%$, acessórias quando $50\% > C > 25\%$ e acidentais quando $C < 25\%$.

4.5 CURVA ABUNDÂNCIA-BIOMASSA (ABC)

A curva de comparação entre a abundância e biomassa (CLARKE; WARWICK, 2001) foi aplicada com o objetivo de avaliar o grau de perturbação ambiental entre os pontos de amostragem. A curva pressupõe que ambientes poluídos ou com elevado grau de degradação ambiental alteram a estrutura das comunidades aquáticas, favorecendo espécies oportunistas, que possuem curto tempo de vida, comumente abundantes, mas com reduzida biomassa, desfavorecendo espécies especialistas, que não são expressamente abundantes mas tendem a atingir tamanho corporal maior e, por isso, se destacam em biomassa, esta interpretação é ilustrada na Figura 5. A curva ABC foi elaborada no software STATISTICA 7.0.

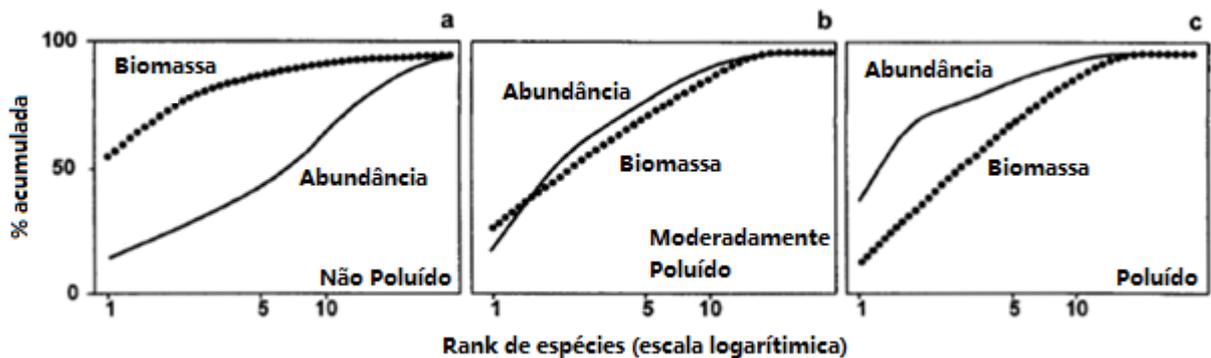


Figura 5 – Interpretação da curva ABC proposto por Clarke e Warwick (2001).
 Fonte: Adaptado de Clarke e Warwick (2001).

Juntamente com a curva ABC, Clarke e Warwick (2001) propuseram a estatística W, que foi calculada através da equação 4 e resulta na distância entre as curvas plotadas. Quando a curva da biomassa está acima da abundância indica um ambiente mais íntegro e o W calculado é positivo, quando as curvas estão sobrepostas e o W próximo de 0 caracteriza ambientes moderadamente degradado, por fim, quando a curva da abundância está acima da biomassa indica ambiente degradado e o W é negativo

$$W = \sum (B_i - A_i) / [50*(S-1)] \quad (4)$$

Onde, B_i é a biomassa da espécie i (%), A_i é a abundância da espécie i (%), e S é a riqueza de espécies.

4.6 ANÁLISE DOS DADOS

Com o intuito de testar as diferenças entre as médias dos parâmetros analisados (abundância, biomassa) em escala temporal (entre os meses de coleta) e espacial (entre os pontos de amostragem), inicialmente foram testados os pressupostos da Análise de Variância (ANOVA), para testar a sua aplicabilidade.

A normalidade na distribuição dos dados foi analisada pelo teste de Shapiro-Wilk e a homocedasticidade (homogeneidade de variâncias) pelo teste de Levene utilizando o *software* Action 2.9. Os pressupostos não foram satisfeitos e, em razão disso, optou-se pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para testar as diferenças entre as médias, o qual não apresenta pressupostos para aplicação. O teste fornece o valor de p e, no presente estudo, considerou-se o nível de significância de 5% de erro, ou seja, para constatar diferença significativa entre as médias o p deveria ser menor que 0,05. O teste foi aplicado nas análises de identificação dos padrões espaciais e temporais aplicando o *software* Action 2.9.

Foi aplicada a Análise de Correlação Canônica (CCA; Jongman *et al.*, 1995) para testar o efeito dos parâmetros limnológicos (temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e turbidez) sobre a estrutura espacial (pontos de amostragem) e estrutura temporal (anos de coleta), considerando os dados de abundância e biomassa das espécies, os parâmetros de diversidade (riqueza de espécies, equitabilidade e índice de diversidade de Shannon) e distribuição de tamanho dos indivíduos (pequeno – indivíduos entre 0 e 30mm; médio – indivíduos entre 30 e 100mm; e grande – indivíduos maiores que 100mm) das assembleias. A CCA foi gerada testando a relação entre a matriz principal de dados bióticos (abundância, biomassa, diversidade e tamanho) e a matriz secundária de dados abióticos (parâmetros limnológicos dos pontos de amostragem). A CCA foi realizada no *software* PC-ORD 5.0 e ilustrada no *software* STATISTICA 7.0.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA

Foram coletados no total 2.340 indivíduos, sendo 1.288 (55,04%) indivíduos coletados em 2013 e 1.052 (44,95%) em 2014, que contemplam seis ordens, oito famílias e quinze espécies (Quadro 1), totalizando a biomassa de 11.318,82 gramas.

Ordem	Família	Gênero/Espécie
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax aff. fasciatus</i>
		<i>Astyanax aff. paranae</i>
		<i>Astyanax altiparanae</i>
		<i>Astyanax bifasciatus</i>
	Erythrinidae	<i>Hoplias sp. 2</i>
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Poecilia reticulata</i>
Gymnotiformes	Gymnotidae	<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>
Perciformes	Cichlidae	<i>Geophagus brasiliensis</i>
		<i>Oreochromis niloticus</i>
		<i>Tilapia rendalli</i>
Siluriformes	Heptapteriadae	<i>Rhamdia quelen</i>
	Loricariidae	<i>Hypostomus ancistroides</i> <i>Hypostomus nigromaculatus</i>
Synbranchiformes	Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i>

Quadro 1 – Lista de espécies coletadas no Ribeirão Cambé.

Fonte: Autoria própria.

Destacaram-se em abundância as espécies exóticas *Tilapia rendalli* (38,08%) e *Poecilia reticulata* (26,32%), enquanto que na biomassa predominou a espécie nativa *Geophagus brasiliensis* (29,60%). A espécie *G. brasiliensis* também se destacou na biomassa em riachos do rio Paranapanema e rio Grande (CASTRO *et al.*, 2003; CASTRO *et al.*, 2004).

O valor de riqueza foi igual ao encontrado por Oliveira e Bennemann (2005), que amostraram cinco trechos do mesmo ribeirão Cambé e apresentaram sete espécies em comum com o presente estudo. Também estudando o ribeirão Cambé, Gambarotto (2014) encontrou a riqueza total de 12 espécies a partir de

pesca manual e elétrica nos mesmos pontos de amostragem. Em outro ribeirão da zona urbana de Londrina (PR), ribeirão Esperança, Vieira e Shibatta (2007) também encontraram baixo valor de riqueza, sendo 12 espécies em cinco trechos de amostragem, seis espécies em comum com o presente trabalho. Esses autores também verificaram maior abundância da espécie exótica *P. reticulata*, indicando elevada dominância e baixa diversidade de espécies neste ribeirão.

5.2 VARIAÇÕES ESPACIAIS

Com três pontos de amostragem no trecho de cabeceira do ribeirão Cambé foi possível analisar como os parâmetros de estrutura da assembleia de peixes variaram ao longo desse gradiente longitudinal. A Tabela 1 apresenta a variação da abundância por espécies por ponto de amostragem, além das suas respectivas constâncias de ocorrência (% e classificação).

Tabela 1 – Abundância das espécies por pontos amostrados e constância de ocorrência - Constante (CO), Acessória (ACE), Acidental (ACI).

Gênero/ Espécie	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Total	C (%)	Constância de ocorrência
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	0	16	0	16	25	Aci
<i>Astyanax aff. paranae</i>	66	2	3	71	87,5	Co
<i>Astyanax altiparanae</i>	0	54	0	54	87,5	Co
<i>Astyanax bifasciatus</i>	0	7	0	7	25	Aci
<i>Astyanax bockmanni</i>	17	5	9	31	62,5	Co
<i>Hoplias sp. 2</i>	0	5	0	5	50	Ace
<i>Poecilia reticulata</i>	6	558	52	616	100	Co
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	0	28	35	63	100	Co
<i>Geophagus brasiliensis</i>	20	242	46	308	100	Co
<i>Oreochromis niloticus</i>	0	107	1	108	87,5	Co
<i>Tilapia rendalli</i>	1	874	16	891	100	Co
<i>Rhamdia quelen</i>	0	7	12	19	87,5	Co
<i>Hypostomus ancistroides</i>	0	57	68	125	100	Co
<i>Hypostomus nigromaculatus</i>	0	6	15	21	100	Co
<i>Synbranchus marmoratus</i>	0	4	1	5	62,5	Co

Fonte: Autoria própria.

Na análise de constância de ocorrência, apenas 2 espécies foram consideradas acidentais (13,33%) e uma foi considerada acessória (6,67%), enquanto que a maioria foi constante (80%). Em trechos do rio Bonito, Viana *et al.* (2013) aplicaram a constância de ocorrência para cada trecho amostrado, e algumas espécies foram consideradas constantes tanto no estudo deles quanto no ribeirão Cambé, como *A. paranae*, *G. brasiliensis*, *R. quelen* e *H. ancistroides*. A espécie *R. quelen* também foi considerada constante por Copatti e Copatti (2011) em um sistema lótico da bacia do Rio Uruguai.

Lemes e Garutti (2002) associaram a constância das espécies com a capacidade de explorar recursos ambientais disponíveis em determinado local. Partindo desta análise foi possível confirmar que a maioria das espécies presentes no ribeirão Cambé possui esta capacidade. Lemes e Garutti (2002) associaram esta característica a espécies como *H. ancistroides* e *G. brasiliensis*, e a descartaram para *A. fasciatus*, a qual foi considerada acidental em ambos os trabalhos.

A Tabela 2 apresenta os resultados dos parâmetros de diversidade dos pontos estudados ao longo de 2013 e 2014, enquanto a Figura 6 revela as curvas espécie x abundância dos três pontos de amostragem. O ponto 2 se destacou quanto à riqueza (15 espécies; Tabela 2; Figura 6), contemplando a maior riqueza total. Embora o ponto 2 tenha apresentado o maior número de espécies, isso não se repetiu quanto a equitabilidade e diversidade de Shannon-Wiener (Tabela 2), as quais foram maiores do ponto 3. Esse resultado não correspondeu ao padrão encontrado por Castro *et al.* (2004), que verificaram que a diversidade acompanhou a riqueza dos pontos amostrados ao longo do gradiente longitudinal.

Tabela 2 – Parâmetros de diversidade por pontos de amostragem em 2013 e 2014 e os respectivos valores de p resultantes dos testes de Kruskal-Wallis aplicados.

2013					
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	T	p
Riqueza (S)	5	15	10	3,46	0,074
Equitabilidade (E)	0,7242	0,5235	0,8049	8,18	0,015
Índice de Shannon-Wiener (H')	0,5062	0,6157	0,8049	7,36	0,018
Dominância de Simpson (D)	0,3853	0,3744	0,1946	5,14	0,036
2014					
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	T	p
Riqueza (S)	4	13	10	3,40	0,077
Equitabilidade (E)	0,588	0,5983	0,8152	9,01	0,012
Índice de Shannon-Wiener (H')	0,354	0,6664	0,8152	4,50	0,046
Dominância de Simpson (D)	0,5868	0,2892	0,2025	3,09	0,091

Fonte: Autoria própria.

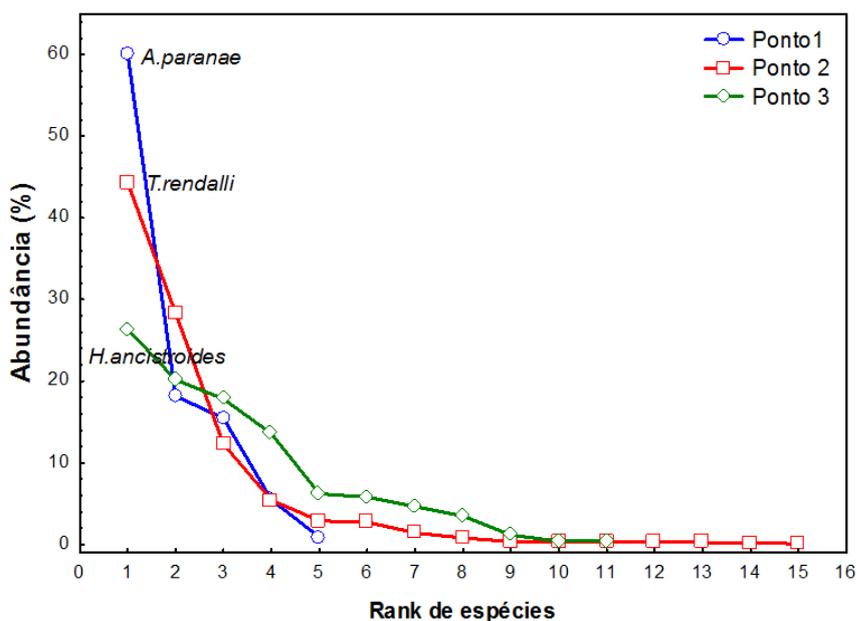


Figura 6 – Distribuição da abundância entre as espécies dos três pontos de amostragem no ribeirão Cambé.

Fonte: Autoria própria.

O ponto 3 apresentou a melhor distribuição da abundância entre as espécies, revelando maior equitabilidade. A espécie mais abundante nesse ponto foi *H. ancistroides*, típica de ambiente de corredeiras com presença de mata ciliar (CASATTI; ROCHA; PEREIRA, 2005), o que indica que as condições estruturais nesse ponto podem ter permitido a oferta mais equilibrada de recursos ambientais, levando a melhor distribuição no tamanho das populações.

O ponto 1 apresentou os valores mais discrepantes, apresentando a menor riqueza (5 espécies), o que ocasionou a queda nos valores do índice de diversidade, sendo os menores registrados entre os três pontos. A equitabilidade se manteve entre 0,58 e 0,72, porém o valor de dominância foi maior neste ponto (Tabela 2; Figura 5), com *A. paranae* representando aproximadamente 60% dos indivíduos coletados. Ferreira (2004), estudando a dieta desta espécie, constatou que mesmo em ambientes degradados a espécie apresenta eficiente adaptabilidade, provavelmente devido à sua marcante plasticidade alimentar, explorando compostos autóctones, mas principalmente recursos alóctones. *A. paranae* também foi responsável pelo alto valor de dominância de trecho do rio Tibagi, onde Shibatta, Gealh e Bennemann (2007) constataram a preferência desta espécie por rios menores.

No ano de 2013 somente a riqueza não apresentou diferença significativa entre os pontos ($T=3,46$; $p=0,074$). Por outro lado, no ano de 2014 foi constatado que tanto a riqueza ($T=3,40$; $p=0,077$) quanto a dominância de Simpson não tiveram diferença ($T=3,09$; $p=0,091$), considerando o nível de significância menor de 5%.

A partir da análise de Kruskal-Wallis (Figura 7) foi detectada diferença significativa em todos os parâmetros na análise espacial, exceto na abundância de 2013, quando o desvio padrão do ponto 2 sobrepôs as médias dos outros pontos. Na análise pareada, o ponto 1 e o ponto 2 foram considerados diferentes entre si. A diferença significativa, tendo como principal fator de diferenciação o ponto 2, evidenciou a alteração dos padrões por efeito de interferências antrópicas.

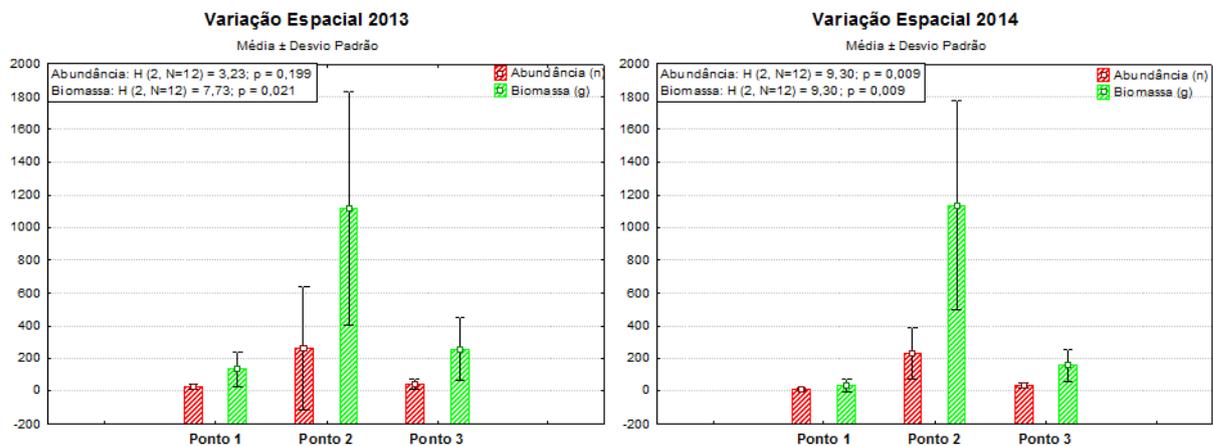


Figura 7 – Média e desvio padrão da variação espacial da abundância e biomassa ao longo dos pontos de amostragem no ribeirão Cambé.

Fonte: Autoria própria.

Quanto à variação da abundância e biomassa das espécies entre os pontos em 2013 e 2014, o ponto 2 foi o mais representativo do ribeirão, com mais de 70% da abundância e biomassa, o que influenciou diretamente o padrão de variação espacial total (Figura 7). Isto pode ser explicado pela diferença das características físicas dos pontos amostrados.

O ponto 2 está situado após um trecho canalizado do ribeirão sob uma rodovia, propiciando a formação de uma queda d'água e acumulação do volume de água em um poço antes de retomar às características de riacho, com largura média de 1,52 metros e a profundidade média 9,40 centímetros. Apesar destas características, o trecho é heterogêneo e há pontos de remanso, com acúmulo de sedimento orgânico, o que favorece a sobrevivência de indivíduos de biomassa mais representativa, como o *G. brasiliensis*. Além das características naturais, o ponto está inserido em uma propriedade privada com interesse comercial no setor de

jardinagem, o que tem favorecido a conservação desse trecho, disponibilizando mais recursos alimentares e habitats ao longo do curso d'água.

Outra interferência antrópica significativa nesse trecho foi a introdução de espécies exóticas, como a *T. rendalli* e *O. niloticus*, peixes de interesse comercial e alimentício. Estas espécies juntas representam 50% da abundância total coletada no ponto 2 (Figura 6) e 30% da biomassa, enquanto a espécie mais representativa quanto a biomassa foi o *G. brasiliensis* (35%).

As espécies *T. rendalli* e *G. brasiliensis* foram consideradas como bioindicadoras do ribeirão Cambé por Carvalho (2015). De acordo com a autora, a espécie *G. brasiliensis*, apesar de nativa, apresenta comportamento oportunista, explorando recursos alimentares distintos da sua dieta original, além de apresentar sucesso na adaptação a ambientes degradados. *G. brasiliensis* ocupa área de remanso em sistemas lóticos, meso-hábitat frequente no ponto 2, favorecendo a elevação dos seus valores de biomassa. A *T. rendalli* também é tolerante a impactos ambientais (ARAÚJO, 1998), e quando estão em pequeno tamanho procuram ambientes de águas rasas, característicos de riachos (BORDIGNON, 2006), o que pode explicar a alta abundância de indivíduos pequenos desta espécie no ponto 2.

Dentre os parâmetros abióticos aferidos (Figura 8), a turbidez foi a mais variável em relação aos pontos de amostragem, o que tem relação com a composição do leito do curso d'água, sendo o ponto 3 o mais rochoso e com menor turbidez. A temperatura e oxigênio dissolvido foram maiores no ponto 2, enquanto que a condutividade elétrica foi a menor neste ponto em ambos os anos. O pH de todos os pontos se mostrou próximo a neutralidade, variando ente 7,0 e 8,5.

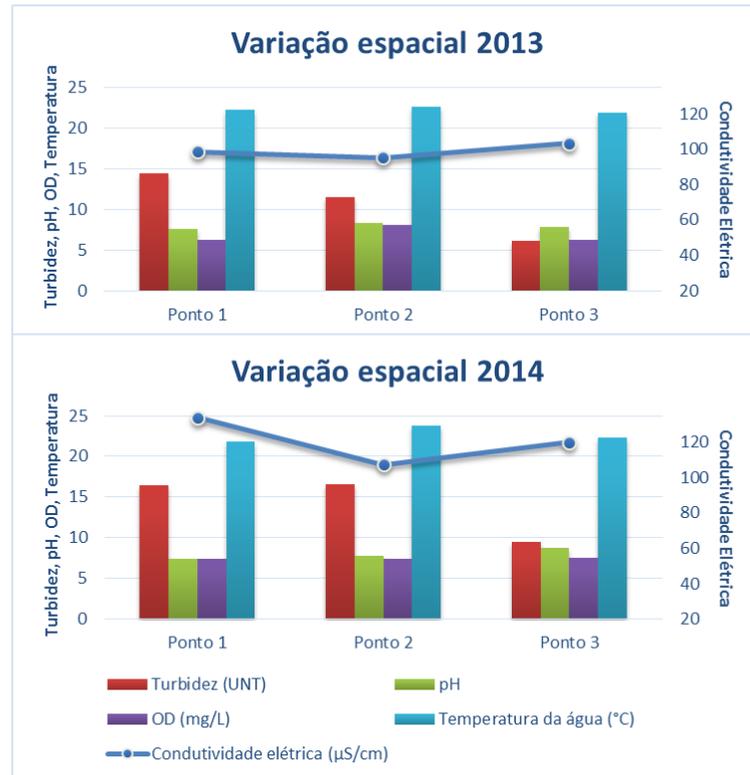


Figura 8 – Variação espacial dos parâmetros limnológicos ao longo dos pontos de amostragem no ribeirão Cambé.
Fonte: Autoria própria.

5.3 VARIAÇÕES TEMPORAIS

A análise temporal dos parâmetros de diversidade apresentou variações entre os anos de coleta (Figura 9). Em 2013 os maiores valores registrados de equitabilidade e diversidade foram na primavera, sendo que o verão apresentou a maior riqueza e os menores valores de equitabilidade e diversidade de Shannon-Wiener, provocados pelos maiores valores de dominância de Simpson, análogo ao ponto 2 na análise espacial. Em 2014, os maiores valores dos índices de diversidade foram no inverno, exceto pela dominância. Esses resultados não correspondem àqueles que Copatti, Zanini e Valente (2009) encontraram no rio Jaguari (RS), onde os maiores valores de equitabilidade e diversidade foram nas coletas de dezembro (verão). Esses autores justificaram seus resultados pela variabilidade sazonal do sul do Brasil, tipicamente promovendo verões com temperaturas da água mais frias e invernos frios, o que pode reduzir o metabolismo dos peixes nesse último período (OLIVEIRA; GOULART; MINTE-VERA, 2004). De acordo com Copatti e Copatti

(2011), variações na riqueza também demonstram a variação da estrutura da assembleia de peixes em função das condições ambientais.

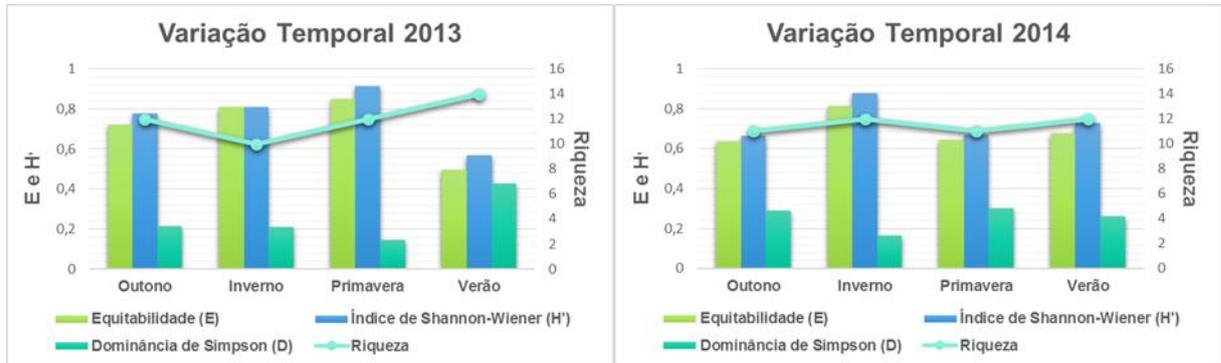


Figura 9 – Variação temporal dos parâmetros de diversidade ao longo das estações do ano no ribeirão Cambé.

Fonte: Autoria própria.

A variação temporal não detectou um padrão para o ribeirão Cambé quanto à abundância e biomassa das assembleias. No ano de 2013 foram coletados mais indivíduos no verão, com aproximadamente 70% da abundância total do ano (Figura 10), representados principalmente por filhotes de tilápias coletados no ponto 2 (62% dos indivíduos coletados neste ponto no verão de 2013). Por outro lado, a estação mais representativa em biomassa também foi o verão, seguindo o esperado para sistemas lóticos, com maiores valores no verão e menores no inverno (AGOSTINHO *et al.*, 1997; OLIVEIRA; GOULART; MINTE-VERA, 2004), em razão da intensificação do período reprodutivo dos peixes nas estações quentes (FERREIRA; CASATTI, 2006).

Este padrão não se repetiu no ano de 2014, onde foram coletados mais indivíduos no outono e a maior biomassa no inverno, um dos motivos da variação desta porcentagem de um ano para o outro pode ser o fato de que em 2014, no ponto 1, não foi coletado nenhum indivíduo na primavera nem no verão, apesar deste ponto não ser o mais expressivo em termos de abundância, esse resultado pode ter interferido o resultado geral.

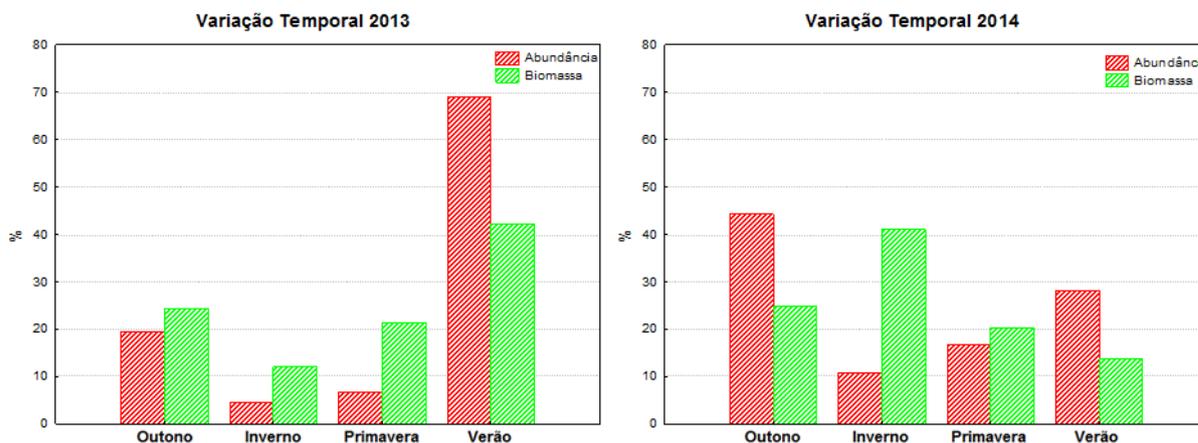


Figura 10 – Variação temporal ao longo das estações do ano no ribeirão Cambé.
Fonte: Autoria própria.

A análise de Kruskal-Wallis não detectou diferenças significativas na abundância e biomassa ($p > 0,05$) em relação às estações de ano, devido a amplitude do desvio padrão. Além disso, esses dois parâmetros apresentaram maiores variações entre os pontos do que entre as estações, principalmente em 2013. Suárez e Petrerre-Júnior (2006), estudando o rio Jogui e Iguatemi (MS), também não verificaram diferença significativa da abundância em relação aos meses de coleta. Viana *et al.* (2013) ressaltam a baixa influência da sazonalidade sobre a estrutura das assembleias de peixes de zonas de cabeceiras, sendo as variações espaciais mais significativas, provavelmente em função do efeito mais forte da estrutura espacial do hábitat.

Quando se avalia a variação sazonal dos parâmetros abióticos (Figura 11), é nítida a ausência de padrão de um ano para o outro, assim como ocorreu com a abundância e biomassa dos indivíduos. Estes parâmetros podem variar com diversas outras características do local, como, por exemplo, a intensidade de chuvas no período de coleta, que pode carrear sedimentos, carga orgânica e resíduos. No presente estudo os parâmetros limnológicos não apresentaram correlação com a abundância de espécies, diferentemente do que ocorreu em outros cursos d'água estudados (CUNICO; AGOSTINHO; LATINI, 2006; SÚAREZ; PRETERE-JÚNIOR, 2006; SÚAREZ, 2008; SÚAREZ; LIMA-JUNIOR, 2009; GONÇALVES; BRAGA, 2012).

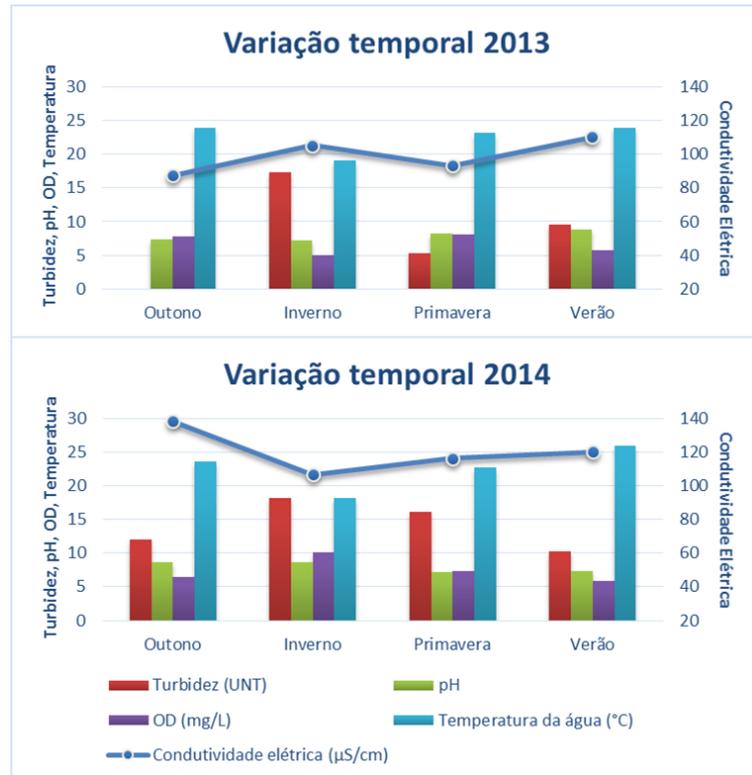


Figura 11 – Variação temporal dos parâmetros limnológicos ao longo das estações do ano no ribeirão Cambé.

Fonte: Autoria própria.

5.4 VARIAÇÕES DE TAMANHO

De acordo com Shibatta e Cheida (2003), pouco se sabe a respeito da relação entre o tamanho de peixes e as condições ambientais. Na avaliação da variação de tamanho (Figura 12), o ponto 1, apesar da baixa riqueza e abundância, revelou distribuição normal entre as classes de tamanho, onde os indivíduos com tamanho entre 60 e 70 milímetros representaram aproximadamente 30%. No ponto 2 houve predominância de indivíduos pequenos, entre 10 e 20 milímetros (>60%), o que pode ser explicado pela coleta de filhotes de tilápias no verão de 2013, já comentado anteriormente. O ponto 3 apresentou comportamento decrescente das classes de tamanho, com mais indivíduos pequenos e poucos exemplares acima de 150 milímetros. Oliveira e Bennemann (2005) encontraram indivíduos entre 13 e 105 milímetros de comprimento padrão para o ribeirão Cambé, assim como foi verificado neste estudo, que também apresentou exemplares maiores, porém em baixa abundância. Castro *et al.* (2003), estudando riachos do rio Paranapanema, também

encontrou poucos exemplares com comprimento padrão acima de 150 milímetros, representando apenas 0,5% da abundância total. A ocorrência de espécies de pequeno porte em riachos é esperada, principalmente em função das suas características fisiográficas, como a baixa profundidade e larga.

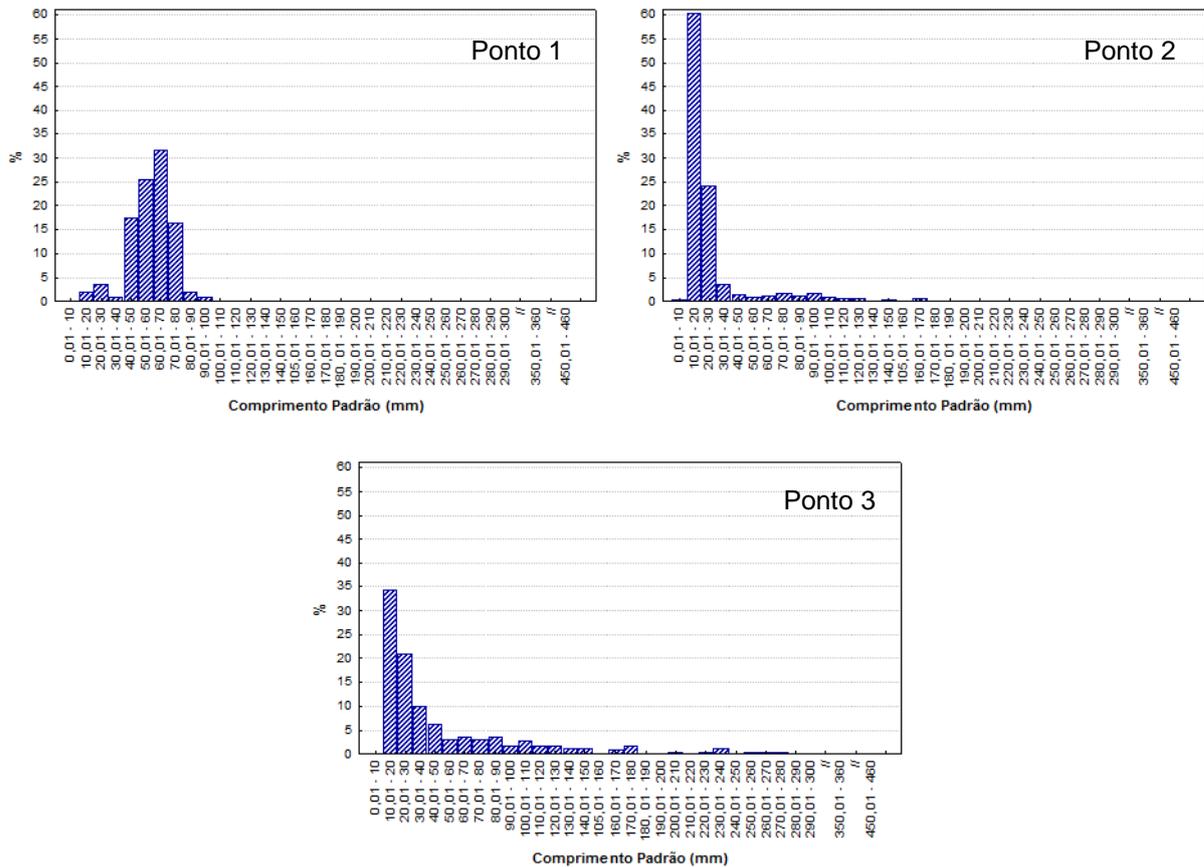


Figura 12 – Variação de tamanho total das espécies nos pontos de amostragem do ribeirão Cambé.

Fonte: Autoria própria.

A Figura 13 apresenta as variações dos valores dos tamanhos médios e dos tamanhos máximos entre as espécies em cada ponto de amostragem. Foi possível constatar que o ponto 1 apresentou maior tamanho médio (60 mm), corroborando com a distribuição normal observada na Figura 11, porém o menor tamanho máximo, chegando próximo de 100 mm. Por outro lado, o ponto 2 apresentou comportamento oposto ao ponto 1, com menor tamanho médio e maior tamanho máximo, o que indicou a capacidade do ponto de favorecer espécies de tamanho maior, com disponibilidade de habitats e recursos, mas que devido a presença de espécies exóticas inseridas neste trecho, a maioria de pequeno porte, levou a uma redução significativa do tamanho médio. O ponto 3, assim como na análise de parâmetros de diversidade, se mostrou mais equitativo, com grande

amplitude do desvio padrão, o que indica a presença de indivíduos de diversos tamanhos, desde pequenos a grandes. Os valores médios do ribeirão Cambé foram semelhantes a outros oito riachos da bacia do rio Tibagi, que variaram entre 30 e 60 milímetros (SHIBATTA; CHEIDA, 2003), mostrando que o Cambé segue o padrão encontrado em ribeirões da mesma bacia hidrográfica.

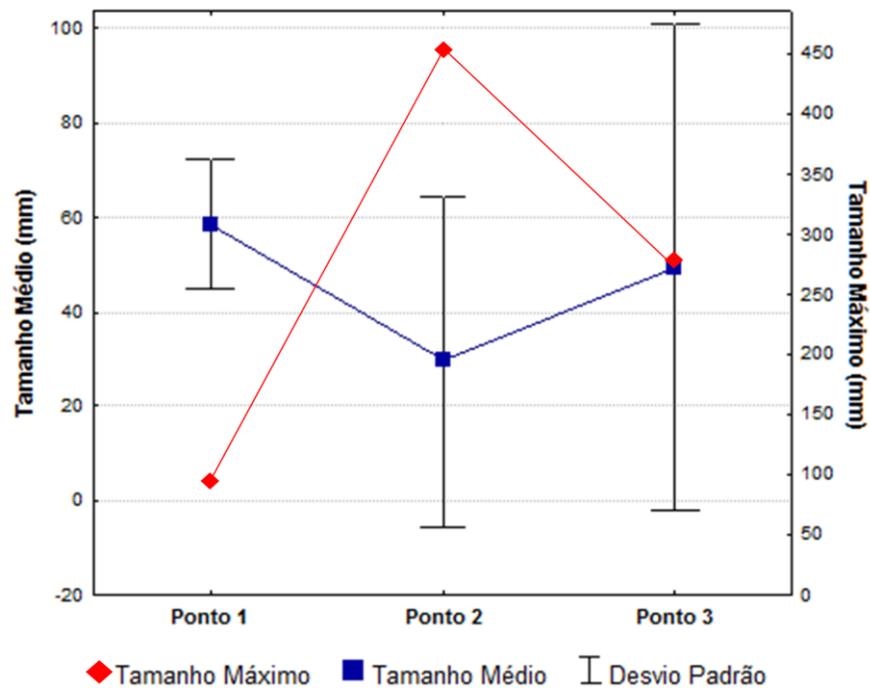


Figura 13 – Tamanho máximo e médio dos pontos 1, 2 e 3.
Fonte: Autoria própria.

5.5 RELAÇÃO ABUNDÂNCIA-BIOMASSA

Ao aplicar o método proposto por Clarke e Warwick (2001) aos dados dos três pontos de amostragem, os resultados foram distintos (Figura 14). A curva ABC do ponto 1 iniciou com a abundância acima da biomassa, mas este padrão foi revertido ao longo do *rank* de espécies, com a biomassa sobrepondo a abundância no delinear final da curva, resultando no *W* calculado mais próximo de 0, o que indicou um ambiente moderadamente degradado.

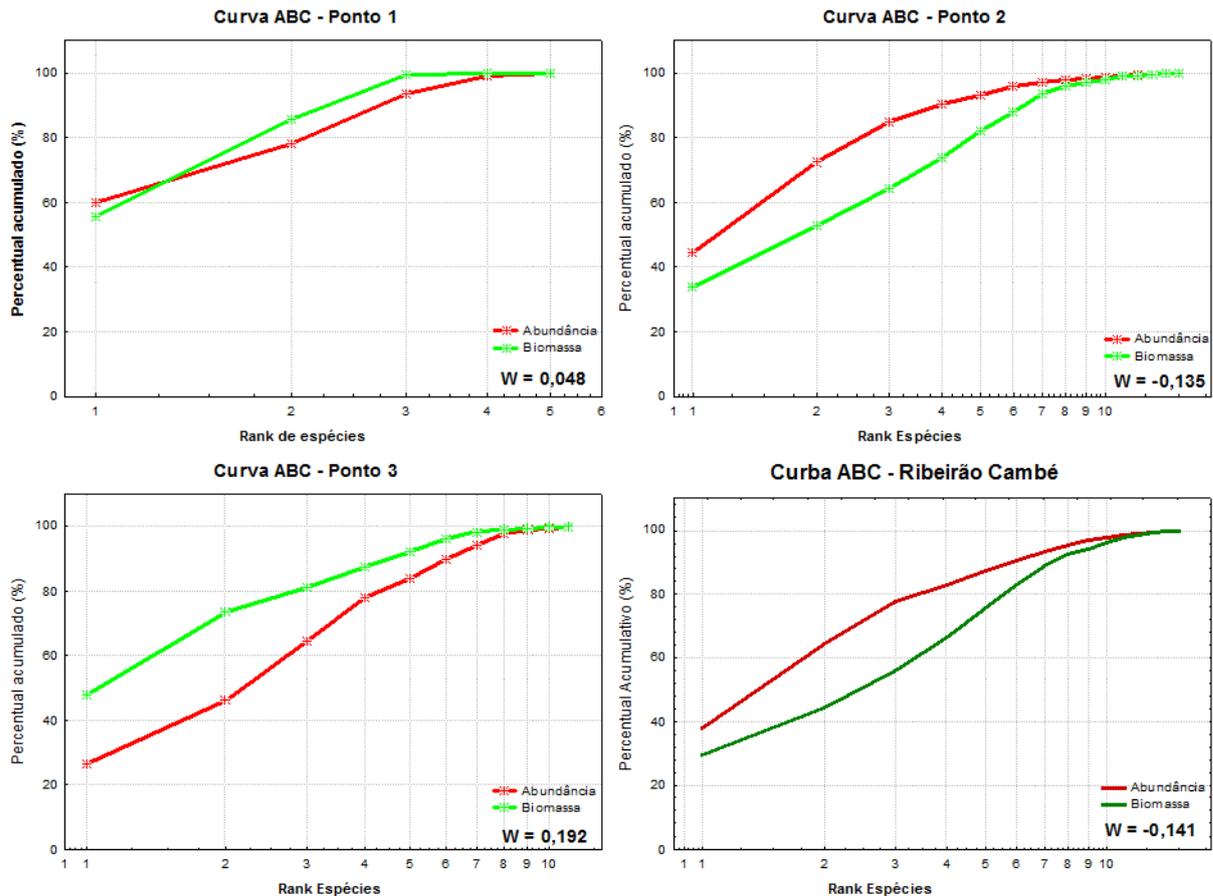


Figura 14 – Curva ABC dos pontos de amostragem e de toda a cabeceira do ribeirão Cambé.
Fonte: Autoria própria.

O ponto 2 apresentou a curva da abundância acima da biomassa, com W negativo, caracterizando-o como ambiente degradado. Apesar do ponto 2 na análise espacial ter apresentado maior percentual de biomassa, na análise de tamanho a predominância foi de indivíduos pequenos, o que pode explicar o resultado apresentado pela curva ABC desse ponto. Isto se deve ao fato das espécies de pequeno porte, não representativas em biomassa, costumarem a ser oportunistas e relativamente mais resistentes à degradação ambiental.

O ponto 3 apresentou o melhor resultado, com W positivo e a curva da biomassa acima da abundância, reafirmando os resultados da análise espacial dos parâmetros de diversidade, constituindo o ponto melhor estruturado dentre os pontos de cabeceira analisados.

Como o ponto 2 detém os maiores percentuais de biomassa e abundância, ele foi o fator determinante na configuração da curva ABC para os três pontos juntos, apresentando W negativo, inferindo que a zona de cabeceira se apresentou nos dois anos estudados como degradada ambientalmente. O resultado

final do trecho do ribeirão Cambé está de acordo com o encontrado por Gambarotto (2014), que o classificou como pobre através de um índice de integridade ambiental, e com Torrezani (2015), que encontrou valores acima do permitido de concentração de chumbo nos peixes deste ribeirão, incluindo o trecho de cabeceira.

5.6 RELAÇÃO DOS PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS COM A ESTRUTURA E DINÂMICA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES

A aplicação da análise de correlação canônica (CCA) possibilitou a análise integrada dos padrões espaciais e temporais de estrutura e dinâmica da assembleia com os parâmetros limnológicos do trecho estudado da bacia hidrográfica (Figura 15). Os dois primeiros eixos da CCA foram significativos ($p < 0,05$) e, por isso, selecionados para interpretação, apresentando os maiores percentuais de explicação da variabilidade dos dados (1º eixo: autovalor = 0,198; explicação = 63,5%; 2º eixo: autovalor = 0,082; explicação = 26,35%).

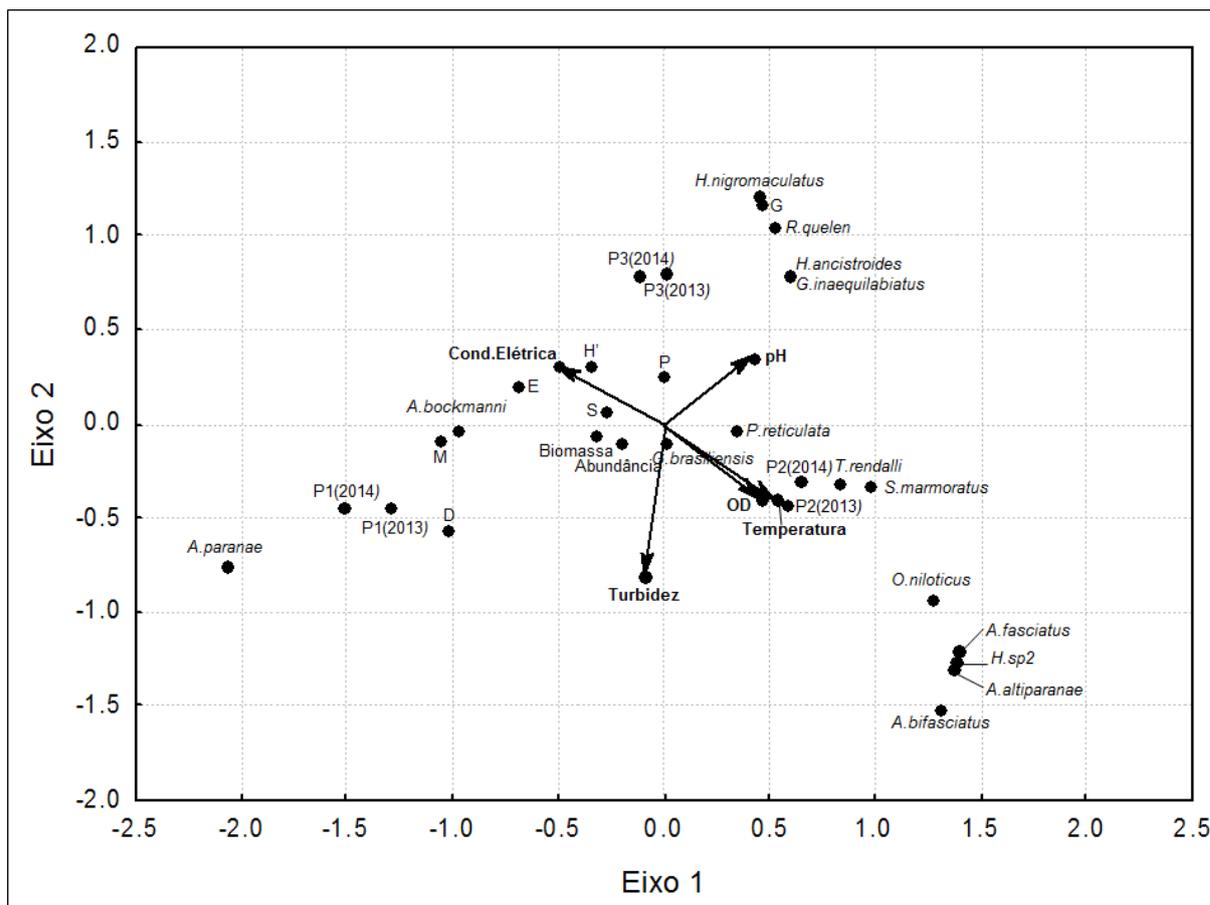


Figura 15 – Análise de correlação canônica (CCA) gerada a partir da matriz principal formada pela abundância das espécies nos pontos de amostragem e meses de coleta, biomassa, parâmetros de diversidade (S= riqueza de espécies; E= equitabilidade; H'= índice de Shannon; D= dominância de Simpson) e distribuição de tamanho (P= pequenos, 0-30mm; M= médios, 30-100mm; G= grandes, >100mm) e da matriz secundária com dados limnológicos dos pontos de amostragem (temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e turbidez). As setas indicam as resultantes dos vetores que expressam as correlações de Pearson dos parâmetros limnológicos com os eixos 1 e 2 da CCA.
Fonte: Autoria própria.

Os pontos amostrados ficaram distantes entre si no espaço multivariado gerado pelos eixos 1 e 2 da CCA, confirmando as diferenças detectadas na variação espacial. A CCA também reafirmou que não há diferenças entre os anos, pois se pode observar que os pontos de amostragem se segregaram no espaço multivariado, mas os anos referentes a cada ponto estão sempre próximos, não indicando diferenças que possam ser geradas nem pela estrutura das assembleias, nem pelos parâmetros limnológicos.

As setas na Figura 15 indicam as resultantes dos vetores que expressam as correlações de Pearson dos parâmetros limnológicos com os eixos 1 e 2 da CCA. Destaque para a correlação entre a condutividade elétrica e os parâmetros de diversidade (S, E, H') e espécies de menor porte. Por outro lado, nota-se correlação

próxima entre oxigênio dissolvido e temperatura da água e o ponto 2, bem como com algumas das espécies mais abundantes nesse ponto, tais como a *P. reticulata* e *T. rendalli*.

Como a condutividade elétrica avalia a concentração de íons na água, elevados valores podem indicar maiores concentrações de nutrientes disponíveis, sustentando maior produtividade primária, base para a produtividade secundária oriunda da ictiofauna. Dessa forma, valores elevados de condutividade podem fornecer maior aporte de energia e recursos para sustentar cadeias tróficas mais longas e sistemas mais estáveis (COPP, 2003), o que pode explicar a maior correlação que essa variável apresentou com os parâmetros de diversidade de espécies apresentada pela CCA (Figura 15).

O ponto 1 esteve mais correlacionado com a dominância de Simpson (D) por apresentar o maior valor (0,59) devido à dominância de *A. paranae* que apresentou aproximadamente 60% dos indivíduos coletados neste ponto, e com a classe de tamanho médio, por apresentar 30% dos exemplares com comprimento padrão entre 60 e 70 milímetros. A dominância de espécies pode estar relacionada com impactos antrópicos sob o meio, pois Torrezani (2015) verificou a existência de correlações significativas entre parâmetros da estrutura da assembleia de peixes com altas concentrações de chumbo nesses organismos.

O ponto 2, além de correlação com as variáveis abióticas já mencionadas, também demonstrou relação com as espécies exclusivas deste ponto, como *A. altiparanae*, *A. bifasciatus*, *A. fasciatus* e *H. sp2*, e com as mais abundantes, *S. marmoratus*, *T. rendalli* e *P. reticulata*. A classe de tamanho G, e as espécies *G. inaequilabiatus*, *H. ancistroides*, *H. nigromaculatus* e *R. quelen*, estiveram correlacionadas com o ponto 3 pela alta abundância, lembrando que o ponto 3 se revelou o mais equitativo dentre os pontos analisados.

6. CONCLUSÃO

Assim como em os outros estudos realizados na mesma bacia hidrográfica (SHIBATTA; BENNEMANN; SILVA-SOUZA, 2003; OLIVEIRA; BENNEMANN, 2005; GAMBAROTTO, 2014; SQUIZZATO, 2014; CARVALHO, 2015; TORREZANI, 2015), nos quais a estrutura da ictiofauna do ribeirão Cambé se mostrou alterada, influenciada pela urbanização, uso e ocupação desordenados do solo e fontes de poluição difusas e pontuais, o presente estudo também revelou perturbações nas assembleias de peixes no trecho de cabeceira deste ribeirão.

A análise espacial detectou diferenças ao longo do gradiente longitudinal, com o ponto 1 demonstrando indicativos de alteração a partir da dominância do *A. paranae*, associada à baixa riqueza de espécies, sugerindo a dificuldade do estabelecimento e colonização de outras espécies mais sensíveis a alterações ambientais neste local.

A presença abundante de pequenos indivíduos da espécie exótica *T. rendalli* e os valores baixos de diversidade e equitabilidade foram os indicadores de desestruturação da assembleia de peixes no ponto 2, resultando na curva ABC típica de ambiente degradado. Porém, este ponto apresentou a maior riqueza e o maior tamanho máximo, o que indicou a capacidade do trecho de ser explorado por diversas espécies de tamanhos diferentes, característica que pode não ter sido evidenciada nas análises devido à forte dominância da exótica *T. rendalli*.

Os resultados das análises sugerem que o ponto 3 possui a assembleia de peixes melhor estruturada, mas isto não significa que este ponto apresentou característica de ambiente íntegro. Com este e outros estudos ficou evidente que o ribeirão Cambé vem sofrendo influência significativa da urbanização presente no seu entorno e foi possível perceber o seu efeito promovendo ampla heterogeneidade na cabeceira deste ribeirão, o que não é o esperado para ambientes não impactados. Esta heterogeneidade foi causada principalmente pelas diferenças da estrutura física e interferências antrópicas em cada ponto.

Com este estudo, somado aos outros já realizados, é preciso sensibilizar autoridades e a sociedade civil sobre a real situação da principal bacia hidrográfica da cidade de Londrina, que necessita de cuidados e ações concretas de manejo para recuperação da sua integridade ambiental.

REFERÊNCIAS

- ABES, S.S.; AGOSTINHO, A.A. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.445, p. 217-227. 2001.
- AGOSTINHO, A.A.; FERREIRA, V.S.; JÚLIO-JÚNIOR, H.F.; MINTE-VERA, C.V.; OLIVEIRA, E.F.; OKADA, E.K.; PAGIORO, T.A.; ROBERTO, M.C.; SUZUKI, H.I.; THOMAZ, S.M.; ABUJANRA, F. **Variações espaço-temporais na ictiofauna e suas relações com as condições limnológicas no reservatório de Itaipu**. Maringá: Núcleo de pesquisas em limnologia, ictiologia e aquicultura, 1997
- ARAÚJO, F.G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, v.58, n.4, p.547-558. 1998.
- ARAÚJO, F. G.; FICHBERG, I.; PINTO, B. C. T.; PEIXOTO, M. G. Variações espaciais na assembleia de peixes no Rio Paraíba do Sul (Barra Mansa, Barra do Pirai), Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v. 18, n. 2, p. 483-492. 2001.
- ARAÚJO, N.B.; TEJERINA-GARRO, F.L. Composição e diversidade da ictiofauna em riachos do Cerrado, bacia do ribeirão Ouvidor, alto Rio Paraná, Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.24, n.4, p.981-990. 2007.
- BORDIGNON, M.O. Padrão de atividade e comportamento de forrageamento do morcego-pescador *Noctilio leporinus* (Linnaeus) (Chiroptera, Noctilionidae) na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n.1, p. 50-57, mar. 2006.
- BRAGA, F.M.S. Habitat, distribuição e aspectos adaptativos de peixes da microbacia do ribeirão Grande, Estado de São Paulo, Brasil. Acta Scientiarum. **Biological Sciences**, Maringá, v.26, n.1, p.31-36. 2004.
- BRAGA, F.M.S.; ANDRADE, P.M. Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira Oriental, São Paulo, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, Porto Alegre, v.95, n.2, p.121-126. 2005.
- CARVALHO, L. **Bioindicadores da assembleia de peixes de riachos submetidos a diferentes condições de conservação na região metropolitana do município de Londrina(PR)**. 2015. 65 folhas. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado

em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2015.

CASATTI, L. Alimentação dos peixes em um riacho do parque estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v.2, p.1-14. 2002.

CASATTI, L. Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: Longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. **Biota Neotropica**, Campinas, v.5, n.1, p.1-9. 2005.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; CASTRO, R.M.C. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, SP. **Biota Neotropica**, v.1, p.1-15. 2001.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C.P. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environ manage**, v.38, p. 974-982. 2006.

CASATTI, L.; ROCHA, F.C.; PEREIRA, D.C. Habitat use by two species of *Hypostomus* (Pisces, Loricariidae) in southeastern brazilian streams. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, out. 2005.

CASATTI, L.; TERESA, F.B.; GONÇALVES-SOUZA, T.; BESSA, E.; MANZOTTI, A.R.; GONÇALVEZ, C.S.; ZENI, J.O. From forests to cattail: how does riparian zone influence stream fish? **Neotropical Ichthyology**, v.10, n.1, p.205-214. 2012.

CASTRO, R.M.C.; CASATTI, L.; SANTOS, H.F.; FERREIRA, K.M.; RIBEIRO, A.C.; BENINE, R.C.; DARDIS, G.Z.P.; MELO, A.L.A.; ABREU, T.X.; BOCKMANN, F.A.; CARVALHO, M.; GIBRAN, F.Z.; LIMA, F.C.T. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v.3, n.1, 2003.

CASTRO, R.M.C.; CASATTI, L.; SANTOS, H.F.; MELO, A.L.A.; MARTINS, L.S.F.; FERREIRA, K.M.; GIBRAN, F.Z.; BENINI, R.C.; CARVALHO, M.; RIBEIRO, A.C.; ABREU, T.X.; BOCKMANN, F.A.; PELIÇÃO, G.Z.; STOPIGLIA, R.; LANGEANI, F. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do rio Grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v.4, n.1, abr. 2004.

CLARKE, K.R.; WARWICK, R.M. **Change in Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation**. Plymouth Marine Laboratory UK, Plymouth. 144p. 2001.

COMPANHIA MUNICIPAL DE TRÂNSITO E URBANIZAÇÃO. **Relatório de diagnóstico da situação do saneamento**. 2009. Disponível em: <http://cmtuld.com.br/dados/images/stories/Storage/gabinete/PMSB/insercao_londrina_contexto_reg.pdf>. Acesso em: 07/04/2015.

COPATTI, C. E.; COPATTI, B. R. Variação sazonal e diversidade de peixes do rio Cambará, Bacia do rio Uruguai. **Biota Neotropica**. v. 11, n. 4. 2011.

COPATTI, C. E.; ZANINI, L. G.; VALENTE, A. Ictiofauna da microbacia do rio Jaguari, Jaguari/RS, Brasil. **Biota Neotropica**. v. 9, n. 2. 2009.

COPP, G. H. Is fish condition correlated with water conductivity? **Journal of Fish Biology**. v.63, n.1, p. 263-266. 2003.

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

DAGA, V.S.; GUBIANI, E.A.; CUNICO, A.M.; BAUMGARTNER, G. Effects of abiotic variables on the distribution of fish assemblages in stream with different anthropogenic activities in southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v.10, n.3, p.643-652. 2012.

DIAS, A. M.; TEJERINA-GARRO, F. L. Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient, upper Paraná River basin, Central Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v.8, n.3, p.587-598. 2010.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 575p.

FELIPE, T.R.A.; SÚAREZ, Y.R. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembleias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, p.143-151. 2010.

FERREIRA, A. **Ecologia trófica de *Astyanax paranae* (Osteichthyes, Characidae) em córregos da bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo**. 2004. 71 folhas. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

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

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, 245 p. 2006.

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. **Pan-American Journal Aquatic Sciences**, v.2, n.1, p. 55-65. 2007.

GAMBAROTTO, B. L. **Proposta de índice de integridade ambiental aplicado a riachos de mata atlântica e aplicação de teste de validação com parâmetros da assembleia de peixes**. 2014. 119 folhas. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014.

GONÇALVES, C.S.; BRAGA, F.M.S. Changes in ichthyofauna composition along a gradient from clearwaters to blackwaters in coastal streams of Atlantic forest (southeastern Brazil) in relation to environmental variables. **Neotropical Ichthyology**, v.10, n.3, p.675-684. 2012.

JONGMAN, R.H.G., C.J.F. ter BRAACK & O.F.R. Van TONGEREN (eds.), 1995. **Data Analysis in Community and Landscape Ecology**. Cambridge University Press, Cambridge. 299 pp.

LEMES, E.M.; GARUTTI, V. Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do Alto Rio Paraná, Brasil. **Iheringia**, v. 92, n. 3, p. 69-78, set. 2002.

LUZ, S. C. S. da; EL-DEIR, A. C. A.; FRANÇA, E. J. de; SEVERI, W. Estrutura da assembleia de peixes de uma lagoa marginal desconectada do rio, no submédio Rio São Francisco, Pernambuco. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, 2009.

MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell Science, 2004. 256 p.

MARTINS, C. **Caracterização da ilha urbana de calor na cidade de Londrina, Brasil: cobertura do solo, fatores meteorológicos e conforto térmico**. 2013. 71

folhas. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

MILANI, V.; MACHADO, F. de A.; SILVA, V. C. F. Assembleias de peixes associados às macrófitas aquáticas em ambientes alagáveis no Pantanal de Poconé, MT, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, 2010.

NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H.; McCLAIN, M.E.; LIKENS, G.E. Riparian: Ecology, Conservation and Management of Streamside Communities. **Elsevier/Academic Press**, San Diego. 2005.

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

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, p.95-107. 2005.

OLIVEIRA, E. F. de; GOULART, E. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. **Acta Scientiarum**. v.22, n.2, p. 445-453. 2000.

OLIVEIRA, E.F., E. GOULART; C.V. MINTE-VERA. Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. **Braz. J. Biol.** v.64, p. 447-458. 2004

OLIVEIRA, E.F.; GOULART, E.; BREDÁ, L.; MINTE-VERA, C. V.; PAIVA, L. R. S.; VISMARA, M. R. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. **Neotropical Ichthyology**. v.8, p. 569-586. 2010.

PESSANHA, A. L. M.; ARAÚJO, F. G.; AZEVEDO, M. C. C. de; GOMES, I. D. variações temporais e espaciais na composição e estrutura da comunidade de peixes jovens da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Zoologia**. v. 17, n. 1, p. 251-261. 2000.

PIANKA, E.R. On r- and k- selection. **American Naturalist**, v. 102, p. 592-597. 1970.

PREFEITURA DE LONDRINA. **Dados Geográficos**. 2014. Disponível em:<
http://www.londrina.pr.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=40&Itemid=58>. Acesso em: 06/04/2015

RICKLEFS, R. **A Economia da Natureza**. Rio de Janeiro: Guanarabara Koogan, 2010. 6ª Ed. 546 p.

ROCHA, E. A. **Comparação temporal da comunidade de peixes da lagoa Caconde, Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil**. 2011. 46 folhas. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

ROCHA, G.C. Carta de solos da bacia do Ribeirão Cambé na área urbano-rural de Londrina, PR. **Semina: Ciências Exatas/Tecnológicas**, v. 16, n. 4, p. 536-549, dez. 1995.

SECRETARIA MUNICIPAL DO AMBIENTE. **O rio da minha rua – uma experiência de Londrina/PR**. Disponível em: <http://www.londrina.pr.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=293&Itemid=343>. Acesso em: 10 set. 2014.

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.; CHEIDA, C.C. Composição em tamanho dos peixes (Actinopterygii, Teleostei) de ribeirões da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira Zoologia**, v.20, n.3, p.469-473. 2003.

SHIBATTA, O.A.; GEALH, A.M.; BENNEMANN, S.T. Ictiofauna dos trechos alto e médio da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, mai. 2007.

SHIBATTA, O.A.; ORSI, M.L.; BENNEMANN, S.T.; SILVA-SOUZA, Â.T. **Diversidade e distribuição de peixes na bacia do rio Tibagi**. In: A bacia do rio Tibagi (Medri, M.E.; Bianchini, E.; Shibatta O.A.; Pimenta, J. A.). Londrina, p.403-423. 2002.

SQUIZZATO, R. **Análise do uso e ocupação do solo da bacia do Ribeirão Cambé (Londrina-PR) e sua relação com a estrutura da assembleia de peixes**. 2014. 77 folhas. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014.

STATSOFT. 2003. Statistica for Windows (**computer program manual**). Version 7.0. Tulsa, StatSoft, Inc.

SÚAREZ, Y.R. Variação espacial e temporal na diversidade e composição de peixes em riachos da bacia do rio Ivinhema, alto rio Paraná. **Biota Neotropica**, v.8, n.3, p.197- 204. 2008.

SÚAREZ, Y.R.; LIMA-JUNIOR, S.E. Spatial and temporal variation in stream fish assemblages of Guiraí River Basin, Upper Paraná Basin. **Biota Neotropica**, v.9, n.1, p.101-111. 2009.

SÚAREZ, Y.R.; PETRERE-JUNIOR, M. Gradientes de diversidade nas comunidades de peixes da bacia do rio Iguatemi, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Iheringia**, Porto Alegre, v.96, n.2, p.197-204, jun. 2006.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; BOZELLI, R. L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. **Hydrobiologia**. v. 579, p. 1–13. 2007.

TORREZANI, N.C. **Avaliação da presença de chumbo (Pb) em espécies de peixes associada à qualidade ambiental da bacia do ribeirão Cambé (Londrina/PR)**. 2015. 58 folhas. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2015.

VANNOTE, R.C.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The river continuum concept. **Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v.37, p.130-137. 1980.

VEREGUE, A.M.L.; ORSI, M.L. Biologia reprodutiva de *Astyanax scabripinnis paranae* (Eigenmann) (Osteichthyes, Characidae), do Ribeirão das Marrecas, bacia do rio Tibagi, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.20, n.1, p.97-105. 2003.

VIANA, D.; ZAWADZKI, C.H.; OLIVEIRA, E.F.; VOGEL, H.F.; GRAÇA, W.J. Estrutura da ictiofauna do rio Bonito, bacia hidrográfica do rio Ivaí, sistema alto rio Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, mai. 2013.

VIEIRA, D.B.; SHIBATTA, O. A. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do Ribeirão Esperança, Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n.1, p. 56-65. 2007.