



Cristiane de Paula Ferreira

ADUAÇÃO

Sistemática
Evolução

DOUTORADO



PÓS GRADUAÇÃO
EM BIOLOGIA ANIMAL

Biologia
Estrutural

2010

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS, LETRAS E CIÊNCIAS EXATAS
SÃO JOSÉ DO RIO PRETO – SP**

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

CRISTIANE DE PAULA FERREIRA

Bióloga

**ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA E INTEGRIDADE BIÓTICA DE RIACHOS EM
FRAGMENTOS FLORESTAIS REMANESCENTES NO NOROESTE PAULISTA**

Orientadora: Dra. Lílían Casatti

Tese apresentada para obtenção do título de
Doutor em Biologia Animal, junto ao Programa de
Pós-Graduação em Biologia Animal do Instituto de
Biociências, Letras e Ciências Exatas da
Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita
Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

São José do Rio Preto – SP

2010

Ferreira, Cristiane de Paula.

Estrutura da ictiofauna e integridade biótica de riachos em fragmentos florestais remanescentes no noroeste Paulista/ Cristiane de Paula Ferreira. - São José de Rio Preto : [s.n.] , 2010.
f. : il. ; 30 cm.

Orientador: Lilian Casatti

Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas

1. Peixe de água doce - Ecologia. 2. Integridade biótica. 3. Ecossistemas lóticos. 4. Riachos - Remanescentes florestais. 5. Agroecossistemas. 6. Riachos do Alto Rio Paraná. 7. Mata ciliar - Recuperação. I. Casatti, Lilian. II. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. III. Título.

CDU - 574.5

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do IBILCE
Campus de São José do Rio Preto - UNESP

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Lilian Casatti
Professor Doutor
UNESP – São José do Rio Preto
Orientadora

Prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina Garro
Professor Doutor
Universidade Católica de Goiás

Prof. Dr. Ricardo Macedo Corrêa e Castro
Professor Titular
Universidade de São Paulo

Profa. Dra. Virgínia Sanches Uieda
Professor Doutor
Universidade Estadual Paulista

Prof. Dr. Francisco Langeani Neto
Professor Adjunto
Universidade Estadual Paulista

São José do Rio Preto, 26 de fevereiro de 2010

OFEREÇO OS MÉRITOS DESTE TRABALHO ...

À MINHA FAMÍLIA JORGE, NEREIDE E LUCAS, QUE SEMPRE ME APOIARAM

INCONDICIONALMENTE EM TODAS AS MINHAS ESCOLHAS.

VOCÊS SERÃO, SEMPRE, MEU PORTO SEGURO.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha orientadora, Lilian Casatti, pela confiança depositada em mim no desenvolvimento desse trabalho e por acreditar na minha capacidade em realizá-lo, mesmo quando eu não acreditava que poderia; às suas palavras de força, entusiasmo e principalmente de amizade quando eu estava desacreditada que poderia dar conta de tudo. Agradeço não só a orientação profissional, mas também as orientações pra minha vida, que considero vindas não apenas de um professor, mas de uma amiga que passa sermões quando é preciso, mas que também lhe dá as mãos para ajudá-la a não cair. Tenho certeza que ela ainda tem muito a me oferecer onde quer que eu esteja.

Agradeço a Mônica, minha “irmã” de coração, amiga pra todas as horas e todas as horas mesmo!...Sem palavras, “herman”.....

Agradeço a Renato Romero pelos seus multiserviços prestados, como de empréstimo de seu veículo particular para as longas viagens de campo, motorista oficial das viagens e ajudante de campo, eletrecista, psicólogo, entusiasta, filósofo, etc...

Agradeço imensamente a toda equipe do Laboratório de Ictiologia, especialmente a Mônica C. Bastos, André L. Sanches, Paulo S. de Souza Filho, Lilian Casatti, Fernanda, Fabrício B. Teresa, Luiz Gustavo G. Silveira, Ângelo, José L. Veronezi Jr. e Renato Romero pelo auxílio e paciência no campo; por me suportarem nos momentos de estresse e nervosismo causados por todos os problemas inimagináveis passíveis de ocorrerem no campo com um equipamento de pesca elétrica durante as chuvas ou perdidos no meio de um imenso canavial onde a única saída era um buraco intransponível; cada viagem foi inesquecível por todos os problemas ocorridos, todas as soluções encontradas, todas as desavenças entre pessoas de gênios fortes e submetidas à momentos de tensão e até mesmo perigo, mas principalmente pelo espírito de equipe e

companherismo que possibilitaram o sucesso final deste trabalho e o fortalecimento ainda maior dessas amizades.

Agradeço ao Prof. Dr. Francisco Langeani pelas identificações taxonômicas dos peixes; aos Profs. Drs. Fernando Barbosa Noll, Reinaldo Feres, Luiz H. Z. Branco e Orlando Necchi Jr. pela ajuda nas identificações dos ítems alimentares dos peixes; ao Msc. Leandro Tambosi do Laboratório de Ecologia de Paisagem e Conservação (LePac), USP, pela grande ajuda com as análises das imagens de satélite e com o software ArcGis 9.2, além das “horas extras de SOS” via internet; ao Prof. Dr. Christian Torgersen, da University of Washington, por me receber em seu laboratório e ajuda na melhor compreensão do uso e aplicação das imagens de satélite aos ambientes de riachos;

Ao Departamento de Zoologia e Botânica e Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal IBILCE-UNESP pelo apoio;

Ao meu marido Kildson, por sua paciência e resignação, conselhos, amizade e companheirismo em todos os momentos difíceis;

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) que subvencionou o projeto com uma bolsa de doutorado (06/01479-4), vinculada ao Projeto Temático “Fauna e flora de fragmentos florestais remanescentes no noroeste paulista: base para estudos de conservação da biodiversidade” dentro do Programa BIOTA/FAPESP (www.biota.org.br) (04/04820-3).

CONTEÚDO

Resumo	1
Abstract	2
1. Introdução geral	3
1.1. Histórico de desenvolvimento do estudo	3
1.2. Contextualização do problema estudado	5
2. Apresentação da tese	10
3. Área de estudo	11
4. Metodologia geral	20
4.1. Amostragem dos descritores físico-químicos da água	20
4.2. Amostragem dos descritores estruturais	20
4.3. Amostragem da ictiofauna	28
4.4. Descritores da paisagem	29
5. Referências bibliográficas	32

CAPÍTULO 1

Variação espaço-temporal da ictiofauna de riachos associados a fragmentos florestais em região agrícola

RESUMO	40
ABSTRACT	41
1. INTRODUÇÃO	42
2. MATERIAL E MÉTODOS	44
2.1. Composição e estrutura da ictiofauna	44
2.2. Relação entre descritores abióticos e ictiofauna	46
2.2.1. Detecção da resposta da comunidade ao gradiente ambiental	46
2.2.2. Correlação entre descritores ambientais e a ictiofauna	46
3. RESULTADOS	48
3.1. Composição e estrutura da ictiofauna	48
3.2. Relação entre descritores abióticos e ictiofauna	56
4. DISCUSSÃO	60
4.1. Composição e estrutura da ictiofauna	60
4.2. Relação entre descritores abióticos e ictiofauna	64
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	66

CAPÍTULO 2

Influências espaciais e sazonais na dieta e estrutura trófica da ictiofauna de riachos associados a fragmentos florestais

RESUMO	75
ABSTRACT	76
1. INTRODUÇÃO	77
2. MATERIAL E MÉTODOS	78
2.1. Influência da posição dos trechos e da sazonalidade	79
2.2. Determinação da composição dos grupos tróficos dos trechos de borda e de interior	80
2.3. Influência dos descritores abióticos nos grupos tróficos	81
3. RESULTADOS	82
3.1. Exemplares examinados	82
3.2. Influência da posição dos riachos e da sazonalidade	82
3.3. Composição dos grupos tróficos dos trechos de borda e interior	88
3.4. Influência dos descritores abióticos nos grupos tróficos	91
4. DISCUSSÃO	93
4.1. Influência da posição dos trechos e da sazonalidade	93
4.2. Composição dos grupos tróficos dos trechos de borda e interior	95
4.3. Influência dos descritores abióticos nos grupos tróficos	97
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	99

CAPÍTULO 3

Integridade biótica de riachos: melhor no interior de floresta do que em áreas abertas ou nas bordas de fragmentos

RESUMO	109
ABSTRACT	110
1. INTRODUÇÃO	111
2. MATERIAL E MÉTODOS	113
2.1. Amostragem dos peixes	113
2.2. Composição do cenário referência para cálculo do IBI	115
2.3. Seleção das métricas candidatas ao IBI	116
2.4. Pontuação das métricas e cálculo do IBI	118
3. RESULTADOS	119
3.1. Ictiofauna	119
3.2. Métricas selecionadas e teste de sensibilidade	122
3.3. Avaliação do IBI	134
4. DISCUSSÃO	135
4.1. Métricas selecionadas	135
4.2. Integridade biótica dos trechos avaliados	138
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	143
CONCLUSÕES	153
ANEXOS	156

RESUMO

O processo de fragmentação florestal, quando desencadeado por interferência antrópica, acarreta simplificação das relações dentro dos ecossistemas, pois há perda de vários aspectos de estrutura e função do ecossistema. O objetivo geral desse estudo foi avaliar as condições físico-químicas, estruturais e bióticas de riachos associados a fragmentos florestais em diferentes tipos de uso do solo na região noroeste do Estado de São Paulo, onde restam apenas 3,6% de vegetação natural. Foram levantadas algumas questões referentes a esses ambientes: i) se haveria influência dos descritores abióticos sobre a ictiofauna; ii) se haveria diferença na composição de espécies de peixes considerando os diferentes tipos de uso do solo e a localização dos riachos (borda ou interior); iii) se ocorreria influência da sazonalidade na estrutura das comunidades e em sua estrutura trófica; iv) se poderia ocorrer diferença na estrutura trófica entre os riachos de borda e interior; v) se a integridade biótica desses riachos seria maior que a integridade encontrada para riachos de mesmo porte em áreas desflorestadas; vi) se a integridade biótica dos trechos estudados no interior dos fragmentos seria maior que dos trechos de borda.

Para investigar essas questões nove trechos de riachos (75 m de extensão) foram amostrados em três ocasiões no período seco (2007) e três no período chuvoso (2008). As semelhanças em composição de espécies com relação ao uso do solo, sazonalidade e posição dos trechos foram avaliadas por meio de índices de similaridade; influência dos descritores abióticos sobre as comunidades por meio da Análise de Correspondência Canônica; a relação entre abundância e biomassa foi avaliada por meio das curvas ABC; a estrutura trófica das comunidades foi estudada através da identificação dos itens mais importantes, da determinação de grupos tróficos e da avaliação da relação entre descritores abióticos e os grupos tróficos. Para avaliação da integridade biótica dos trechos estudados, foram utilizados os dados das espécies amostradas na segunda coleta do período seco para as comparações com os trechos de áreas desflorestadas. Foram selecionadas 20 métricas candidatas ao índice de integridade biótica; a validação delas foi realizada por meio do teste de sensibilidade, de “Box-and-Whisker plots” e do teste T. As métricas validadas foram submetidas ao teste de Spearman para avaliação da redundância.

De maneira geral não foi registrada diferença quanto ao uso do solo e posição dos trechos, mas houve aumento da riqueza no período chuvoso. Houve relação entre temperatura e abundância de espécies tolerantes em matriz de pastagem e diversidade de ecótono com espécies de interior de mata. Foi verificada diferença sazonal na dieta, com aumento no consumo de detritos no período seco. Os algívoros foram registrados nos trechos de borda, onde também foi registrado o número maior de espécies detritívoras. Nos trechos de interior de mata o número de grupos tróficos e a biomassa foram maiores que nos de borda. Os trechos de primeira ordem apresentaram integridade biótica muito pobre; os de segunda e terceira ordem florestados foram considerados bons ou regulares. Nas áreas desflorestadas, 50% dos trechos de segunda ordem tiveram integridade biótica boa ou regular; os trechos de terceira ordem foram pobres ou muito pobres. A constatação de piores condições de integridade biótica nos trechos localizados na borda dos fragmentos atesta a importância da manutenção da integridade física da vegetação ripária ao longo dos cursos d'água, principalmente de ambientes frágeis como riachos de baixa ordem.

ABSTRACT

The process of forest fragmentation, when promoted by anthropogenic interference, leads to simplification of the relationships within ecosystems, because several aspects of structure and ecosystem function could be lost. The overall objective of this study was to evaluate the physical-chemical, structural and biotic aspects of streams associated with forest fragments in different types of land use in the northwest region of Sao Paulo, in where only 3.6% of the natural vegetation remains. We investigated some issues related to these environments: i) whether there was influence of the abiotic descriptors on the fish fauna, ii) whether there was difference in fish species composition considering the different types of land use and location of streams (edge or interior), iii) whether it would be seasonal influences in both community and trophic structure, iv) if could occur differences in trophic structure between edge and interior streams, v) if the biotic integrity of interior streams would be greater than that of deforested areas; vi) if the biotic integrity of interior stretches would be higher than that of edge stretches.

To investigate these questions nine stream reaches (75 m in length) were sampled in three field trips in the dry season (2007) and three during the wet season (2008). The similarities in species composition in relation to land use, seasonality and stretches location were evaluated using similarity indices, the influence of abiotic descriptors on the communities by Canonical Correspondence Analysis, the relationship between abundance and biomass was assessed through curves ABC; the trophic structure of communities was studied by identifying the most important items, the determining trophic groups and evaluating the relationship between abiotic descriptors with trophic groups. To assess the biotic integrity of the studied sites, species data of the second collection of the dry season was used to make comparisons with previously sampled deforested areas. We selected 20 candidate metrics for the biotic integrity index; their validation was performed by sensitivity test, “Box-and-whisker plots” and T test. Afterwards, the Spearman test was used to evaluate the redundancy of the validated metrics.

In general no difference was found regarding the soil use and stretch position, but there was an increase of species richness in the wet season. Relationships between temperature with abundance of tolerant species in pasture areas and ecotonal diversity with species of forested stretches were observed. Seasonal differences in diet were observed, with increased consumption of detritus in the dry season. Algivores were recorded only in edge stretches where also was registered the high number of detritivores species. In interior stretches the number of trophic groups and biomass were higher than in edge stretches. First-order stretches had very poor biotic integrity, second and third order forested stretches were considered good or fair. In deforested areas, 50% of second-order stretches had good biotic integrity or regular; third-order stretches were poor or very poor. The observation of worst biotic integrity conditions in the stretches located on the edge of forest fragments attests to the importance of maintaining the physical integrity of riparian vegetation along streams, especially in fragile environments such as low order streams.

1. Introdução geral

1.1. Histórico de desenvolvimento do estudo

A presente tese versa sobre a estrutura das comunidades de peixes de riachos associados aos maiores remanescentes florestais presentes na região noroeste do Estado de São Paulo e sobre a integridade biótica desses ecossistemas.

O desenvolvimento desta Tese esteve vinculado ao Projeto Temático “Fauna e flora de fragmentos florestais remanescentes no noroeste paulista: base para estudos de conservação da biodiversidade” do Departamento de Zoologia e Botânica da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, campus de São José do Rio Preto, que tem como principal objetivo realizar o inventário de vários grupos taxonômicos (vegetais superiores, briófitas, algas, fungos, invertebrados aquáticos e terrestres, vertebrados aquáticos e terrestres), amostrando 20 fragmentos florestais do noroeste paulista, procurando-se estudar diferentes tipos de fragmentos com relação à sua matriz (cana-de-açúcar, laranja, pasto, ambiente urbanizado, etc.) e tamanho. Isso porque a região noroeste é considerada a mais desmatada do Estado de São Paulo, com remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual e Savana representando 3,6% da área original (Nalon *et al.* 2008), que ao longo da história de ocupação da região foi substituída por pastagens, culturas diversas ou áreas urbanas. Diante da relevância e urgência em identificar a importância dos remanescentes florestais para a conservação dos recursos aquáticos da região noroeste, o presente estudo foi proposto com o intuito de complementar os resultados do Projeto Temático, tendo como foco a avaliação da integridade biótica da ictiofauna de nove trechos de riachos inseridos nos maiores remanescentes florestais, associando-a a influência das principais matrizes. Essa importância ainda é reforçada pelo fato de que aproximadamente 25 novas usinas de

cana-de-açúcar terão sido implantadas na região até 2010 (Nascimento 2005). Em vista disso, o estudo inicialmente foi planejado para ser desenvolvido em três riachos associados a fragmentos inseridos em matriz de cana-de-açúcar, três a fragmentos com matriz de pastagem e três a fragmentos com matriz de citricultura.

Após a concessão da bolsa pela agência financiadora, procedeu-se a um segundo reconhecimento da área, em que foi constatado que a comparação dos riachos quanto à influência dos três tipos de matrizes tal como concebido originalmente seria inviável, pois vários dos fragmentos de grande porte (> 200 hectares) em matriz de pastagem, agora estavam inseridos em meio a plantações de cana-de-açúcar. Assim, o conjunto final de fragmentos esteve assim representado quanto às matrizes: um fragmento em pastagem (dois trechos), dois em citricultura (três trechos) e três em cana-de-açúcar (quatro trechos). Este fato exemplifica a velocidade em que as conversões de pastagem a cana-de-açúcar tem acontecido nesta região do Estado.

Apesar das restrições mencionadas, uma nova questão foi levantada: quais influências a ictiofauna destes riachos estariam sofrendo por estarem localizados na borda dos fragmentos? Posteriormente, foi questionada a relevância de uma análise em macro-escala devido às influências que as porções das drenagens à montante podem estar carregando da micro-bacia e alterando as características bióticas e abióticas do trecho estudado em cada riacho. Assim, foram selecionados alguns descritores da paisagem, obtidos por meio de imagens de satélite de cada micro-bacia.

1.2. Contextualização do problema estudado

O intenso processo de desflorestamento das diversas formações vegetais em todo território brasileiro é bem conhecido. O processo de colonização trouxe consigo desenvolvimento e danos ambientais, muitos considerados irreversíveis, dos quais se pode destacar a fragmentação de habitats, que é a destruição ou alteração, por ação antrópica ou distúrbios naturais, de um habitat (Noss *et al.* 2006). A fragmentação de habitat pode ser descrita como a redução de uma área coberta por um habitat natural, levando a uma mudança na configuração desse habitat, com os remanescentes menores e mais isolados (Noss *et al.* 2006).

O processo de fragmentação florestal ocasionado por distúrbios naturais cria heterogeneidade adicional na paisagem, favorecendo o aumento da complexidade (Noss *et al.* 2006). No entanto, tais mudanças não são observadas quando a fragmentação é desencadeada por interferência antrópica, uma vez que esta acarreta simplificação das relações dentro dos ecossistemas, pois muitas áreas de vegetação natural são destruídas para o uso extensivo do solo, principalmente para monoculturas, diminuindo a riqueza de espécies e diversidade estrutural do ambiente (Godefroid & Koedam 2003), isolando os fragmentos, podendo levar à extinção local de muitas espécies sensíveis (Noss *et al.* 2006). Além do processo em si, também é importante destacar o efeito de borda, ou seja, as mudanças ocasionadas pelo aumento de temperatura, maior luminosidade, maior exposição aos ventos fortes, na interface entre floresta e área desmatada, que modificam a estrutura e composição do ecossistema (Harper *et al.* 2005), sendo que quanto maior o contraste estrutural entre o fragmento e sua matriz, mais intenso será o efeito de borda (Noss *et al.* 2006). Soma-se a esses fatores, ainda, a configuração do fragmento, ou seja, sua forma e tamanho, podendo todo o fragmento se transformar em

uma imensa borda, inviabilizando sua função como remanescente florestal para manutenção da biota nativa (Harper *et al.* 2005).

Estudos que enfoquem o efeito da fragmentação florestal sobre a biota aquática são escassos, e quando existem, estas pesquisas geralmente enfatizam apenas espécies comerciais (veja Eikaas *et al.* 2005). No entanto, exemplos desses efeitos no ambiente terrestre são abundantes e mais profundamente estudados, como é o caso dos estudos de Noss *et al.* (2006). De acordo com esse autor as matrizes que dominam extensas áreas, antes ocupadas por florestas, muitas vezes são consideradas barreiras que impedem o trânsito de espécies que têm baixa taxa de dispersão. O isolamento funcional do fragmento aumenta na medida em que há aumento na intensidade de desenvolvimento e extração de recursos da paisagem, impedindo que haja o fluxo de espécies entre fragmentos e novas colonizações, principalmente para espécies de médio e grande porte, como os mamíferos, que possuem ampla área de vida.

Diversos estudos têm sido desenvolvidos com o objetivo de avaliar os efeitos da fragmentação sobre a fauna (Hargis *et al.* 1999, Bolger *et al.* 2000, Laakkonen *et al.* 2001, Barbosa & Marquet 2002, Ribon *et al.* 2003, Bianconi *et al.* 2004) e flora terrestres (Ross *et al.* 2002, Godefroid & Koedam 2003, Guirado *et al.* 2006). Alguns fatores são citados como determinantes na diminuição da diversidade aquática, como a perda e degradação de habitats, poluição química e orgânica da água e introdução de espécies exóticas (Allan & Flecker 1993, Agostinho *et al.* 2005, 2007), todos relacionados de alguma forma com a expansão industrial, agrícola ou urbana. Alguns impactos diretos das atividades agrícolas desenvolvidas ao redor de riachos e córregos sobre o meio abiótico e biótico são conhecidos (vide estudos de Carvalho *et al.* 2000, Corbi *et al.* 2006, Corbi & Trivinho-Strixino 2008 e Corbi *et al.* 2008). Por outro lado, poucos estudos dizem respeito aos efeitos dos fragmentos florestais como refúgios para

a biota de riachos, embora Harding *et al.* (2006) já tenham observado a inabilidade de fragmentos florestais com menos de 10 ha em mitigar os efeitos da agricultura sobre esses ecossistemas, mas que possivelmente esta condição está relacionada ao pequeno tamanho do fragmento.

No Estado de São Paulo, estima-se que a cobertura florestal atual corresponda a apenas 13,94% de sua superfície que, no interior do Estado, são pequenos e pouco adequados para manter a biodiversidade originalmente existente, sendo que 80,2% do total de remanescentes têm menos que 20 ha (Nalon *et al.* 2008). Essa situação é especialmente crítica na região noroeste, representada por duas principais UGRHI's – São José dos Dourados e Turvo-Grande, que somam uma superfície de 2.327.000 ha, dos quais apenas 3,6% são cobertas por vegetação nativa (Nalon *et al.* 2008), e destes, 85,8% são fragmentos de vegetação secundária de Floresta Estacional Semidecidual menores que 10 hectares (SMA/IF 2005). O solo fértil e o relevo pouco acidentado favorecem atividades de uso extensivo, tais como pecuária, cafeicultura e outras culturas perenes, que transformaram a região em alvo da exploração econômica desde o século XIX (Cruz 2003), sendo que a magnitude das atividades exploratórias reflete-se nos impactos ambientais atuais, observados nos ecossistemas terrestres e aquáticos. Especialmente no caso de ambientes aquáticos de pequeno porte, ou seja, riachos de primeira a terceira ordem, é possível observar perdas de qualidade do hábitat com consequências para a manutenção da integridade e sustentabilidade de suas comunidades (Ferreira & Casatti 2006a, Casatti *et al.* 2006, Casatti *et al.* 2009).

O uso extensivo do solo para pastagens, cultivo de cana de açúcar e citricultura, perdura até hoje na região, constituindo-se como as principais matrizes nos quais estão inseridos grande parte dos remanescentes florestais da região. O tipo e intensidade de pressão exercida por essas matrizes aos ambientes aquáticos são pouco conhecidos

(mas veja Gerhard 2005 e Ferreira 2008), mas acredita-se que estejam associados ao uso de pesticidas, herbicidas e insumos agrícolas, além do tratamento mecânico do solo, muitas vezes realizado de forma inadequada. Altos níveis de metais pesados e compostos organoclorados foram detectados em riachos sem matas ciliares e inseridos em área cultivada por cana-de-açúcar, na bacia do rio Jacaré-Guaçu, afluente do Baixo Tietê no Estado de São Paulo (Corbi *et al.* 2006, Corbi & Trivinho-Strixino 2008, Corbi *et al.* 2008). Impactos como esse são considerados irreversíveis caso não haja o manejo adequado do ambiente (Kronka *et al.* 1993).

Na última década, avaliações da saúde da biota aquática têm sido conduzidas através do índice de integridade biótica (IBI), proposto inicialmente por Karr (1981) para investigar o estado de conservação de riachos nos Estados Unidos, utilizando atributos das comunidades de peixes. Em diversas regiões do mundo este índice foi adaptado para atender aos diferentes tipos de ambiente (Oberdorff & Hughes 1992, Lyons *et al.* 1995, Araújo 1998, Barbour *et al.* 1999, Kamdem Toham & Teugels 1999, Roth *et al.* 2000, Casatti *et al.* 2009). Independentemente das modificações, todas as avaliações usam atributos das comunidades que devem representar a diversidade ecológica existente e os diversos níveis de organização biológica, comparados com uma condição referência, definida como aquela que possui o mínimo de impacto de origem antrópica possível (Hughes 1995). Este índice tem sido considerado adequado para identificar a capacidade do ambiente em suportar e manter uma comunidade de espécies, diversidade e organização funcional comparáveis aquela do hábitat natural regional (Karr & Dudley 1981). Estudos mais recentes de avaliação da qualidade de ecossistemas aquáticos têm conciliado dados de sua biota (IBI) com descritores físicos do hábitat, uma vez que a estrutura física do hábitat é um componente importante na avaliação da qualidade desses ecossistemas, pois influencia na estrutura e composição das

comunidades biológicas, tais como peixes (Gorman & Karr 1978) e macroinvertebrados bentônicos (Callisto *et al.* 2001), além de descritores físico-químicos da água.

Esse estudo investigou a ictiofauna de trechos de riachos associados aos maiores remanescentes florestais (> 200 ha) na região noroeste do Estado de São Paulo.

Hipótese 1: A ictiofauna de trechos associados a remanescentes florestais diferem conforme a matriz agrícola (cana-de-açúcar, laranja e pastagem) e conforme o período sazonal.

Hipótese 2: A estrutura em composição e trófica da ictiofauna de trechos localizados em bordas dos fragmentos florestais diferem daquelas registrada em trechos que estão no interior dos fragmentos.

Hipótese 3: A integridade biótica de trechos associados a fragmentos florestais é maior do que a de trechos em áreas não florestadas.

Hipótese 4: trechos posicionados na borda de fragmentos florestais apresentam menor integridade biótica que trechos localizados no interior da mata.

Para testar as hipóteses mencionadas acima, cinco objetivos específicos foram traçados:

- 1) Determinar a estrutura (composição, abundância, biomassa, riqueza de espécies, diversidade de espécies, dominância) e grupos tróficos da ictiofauna de trechos em fragmentos florestais inseridos em diferentes matrizes, bem como entre trechos localizados na borda e no interior dos fragmentos;
- 2) Investigar se há descritores físico-químicos, estruturais e da paisagem que explicam a estrutura observada;
- 3) Investigar a influência sazonal na estrutura da ictiofauna;
- 4) Determinar a integridade biótica de cada trecho, com base em informações de composição e estrutura da ictiofauna;

- 5) Comparar a integridade biótica do conjunto de riachos com aquela relatada para riachos de mesmo porte em áreas desflorestadas;
- 6) Investigar a integridade biótica em trechos de borda e no interior de fragmentos florestais.

2. Apresentação da Tese

Os objetivos acima listados foram reorganizados em três capítulos com o intuito de facilitar a elaboração das futuras publicações.

1º capítulo: *Variação espaço-temporal da ictiofauna de riachos associados a fragmentos florestais em região agrícola*

Neste capítulo são descritos a composição da ictiofauna dos nove trechos estudados, os descritores da estrutura da ictiofauna e os fatores abióticos que os influenciam.

2º capítulo: *Influências espaciais e sazonais na dieta e a estrutura trófica da ictiofauna de riachos em fragmentos florestais*

Aqui foram descritas a dieta das espécies, suas variações sazonais e a influência da posição dos trechos com relação a estrutura trófica, além de identificar as características abióticos que melhor explicam esta estrutura.

3º capítulo: *Integridade biótica de riachos: melhor no interior de floresta do que em áreas abertas ou nas bordas de fragmentos*

Este capítulo teve como objetivo selecionar e testar métricas candidatas ao IBI para os trechos de segunda e terceira ordem e comparar a integridade biótica dos

trechos abordados nesse estudo com outros previamente amostrados em áreas não florestadas, além de identificar possíveis diferenças de integridade entre os trechos de borda e de interior dos fragmentos florestais.

3. Área de estudo

Os trechos estudados (Fig. 1, Tabela 1) se localizam no noroeste do Estado de São Paulo, incluindo partes das Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) do Baixo Pardo, Baixo Tietê e Tietê-Batalha e integralmente as UGRHIs do Turvo-Grande e São José dos Dourados. Esta área compreende as regiões administrativas de São José do Rio Preto, Araçatuba, e parte das regiões administrativas de Bauru (porção norte) e Ribeirão Preto (porção oeste).

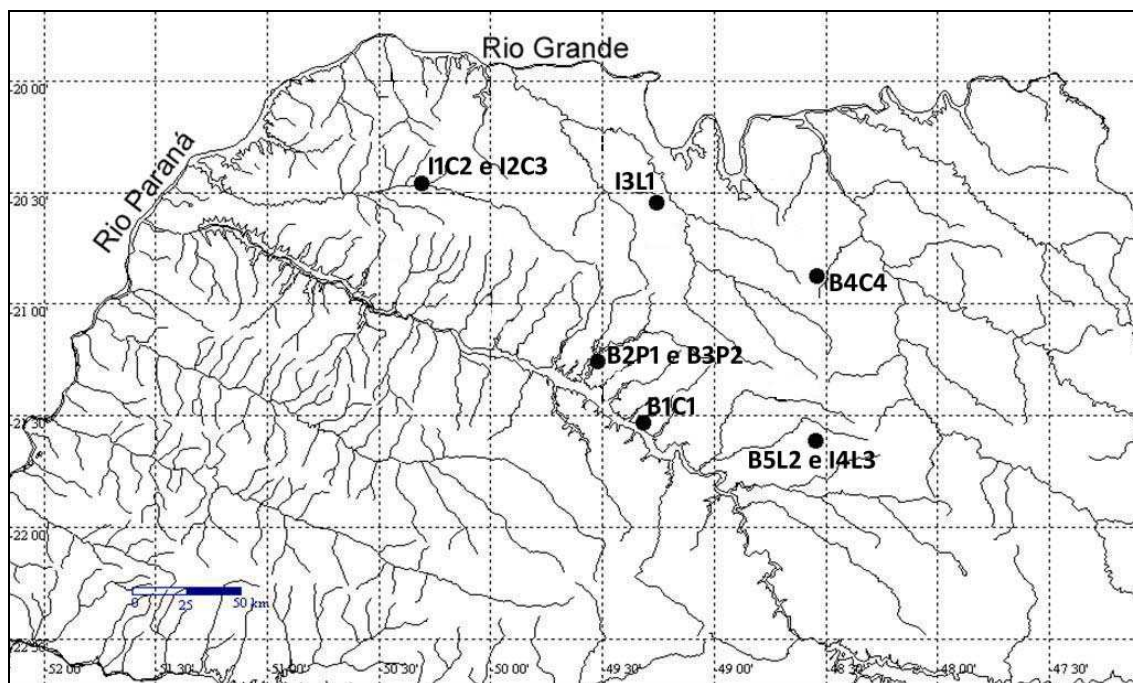


Fig. 1. Localização dos riachos amostrados, sendo os riachos de borda (B) e interior (I) em matrizes de pastagem (P), cana-de-açúcar (C) e laranja (L).

No contexto geomorfológico, a região encontra-se totalmente inserida na Província do Planalto Ocidental Paulista, caracterizada por relevo monótono, com ocorrência de planícies de natureza sedimentar fluvial quaternária em áreas descontínuas (IPT 1999). Tais planícies são formadas por sedimentos fluviais arenosos e argilosos inconsolidados, conferindo-lhes alto potencial erosivo (IPT 1999). Climaticamente, a região sofre maior influência das massas equatoriais tropicais, apresentando clima tropical com períodos secos e chuvosos, com os maiores índices pluviométricos e maiores temperaturas ocorrendo de dezembro a fevereiro e menores índices de chuva e temperaturas mais amenas concentrados entre junho e agosto (IPT 1999).

O conjunto amostral foi composto por quatro trechos em fragmento com matriz de cana-de-açúcar (B1C1, I1C2, I2C3 e B4C4), dois trechos no único fragmento com matriz de pasto (B2P1 e B3P2) e três em matriz de citricultura (I3L1, B5L2 e I4L3). Dentre os nove trechos, cinco estão localizados nas bordas dos fragmentos (B1C1, B2P1, B3P2 e B4C4 e B5L2) e quatro correm no interior dos fragmentos (I1C2, I2C3, I3L1 e I4L3) (Tabela 1, Figs. 2-7). Em cada trecho, a amostragem foi efetuada ao longo de um trecho de 75 m de extensão (Casatti *et al.* 2006), três vezes no período seco (em jun, jul, ago/2007) e três vezes no período chuvoso (jan, fev, mar/2008), totalizando seis amostragens por riacho.

Tabela 1. Informações gerais de localização dos nove trechos estudados em remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual.

Trechos	Propriedade/ município	Posição do trecho em relação ao fragmento	Coordenadas dos trechos		Altitude (m)	Matriz	Hierarquia fluvial 1:50000	UGRHI	PHI ¹		SWI ²	
			S	W					S	C	S	C
B1C1	fazenda Serrinha / Novo Horizonte	Borda	21°31'26.2"	49°18'52.7"	375	cana	1	Tietê-Batalha	R	P	B	B
B2P1	fazenda Taperão / Planalto	Borda	20°59'25.6"	49°58'50.5"	426	pasto	1	Baixo Tietê	MP	MP	B	B
B3P2	fazenda Taperão / Planalto	Borda	20°59'26.0"	49°58'20.7"	381	pasto	2	Baixo Tietê	R	R	B	B
I1C2	fazenda São Francisco / São João de Iracema	Interior	20°30'29.6"	50°14'00.4"	344	cana	2	São José dos Dourados	B	B	B	B
I2C3	fazenda São Francisco / São João de Iracema	Interior	20°30'36.7"	50°13'43.6"	341	cana	3	São José dos Dourados	B	B	B	B
I3L1	fazenda Fischer / Onda Verde	Interior	20°33'02.5"	49°14'38.7"	467	laranja	3	Turvo-Grande	B	B	B	B
B4C4	fazenda Córrego dos Bois / Bebedouro	Borda	20°53'26.9"	48°31'49.8"	482	cana	3	Baixo Pardo/Grande	R	R	B	B
B5L2	fazenda Cambuhy / Matão	Borda	21°36'35.2"	48°33'04.7"	510	laranja	1	Tietê-Batalha	R	R	B	B
I4L3	fazenda Cambuhy / Matão	Interior	21°37'38.2"	48°32'08.6"	498	laranja	2	Tietê-Batalha	R	R	B	R

¹"Physical Habitat Index" e ²"Stream Water Index" calculados para os períodos seco (S) e chuvoso (C), segundo protocolo proposto por Casatti *et al.* 2006, onde a qualidade estrutural do hábitat (PHI) e a qualidade físico-química da água (SWI) são enquadrados em uma das quatro categorias: Bom (B), Regular (R), Pobre (P) e Muito Pobre (MP).

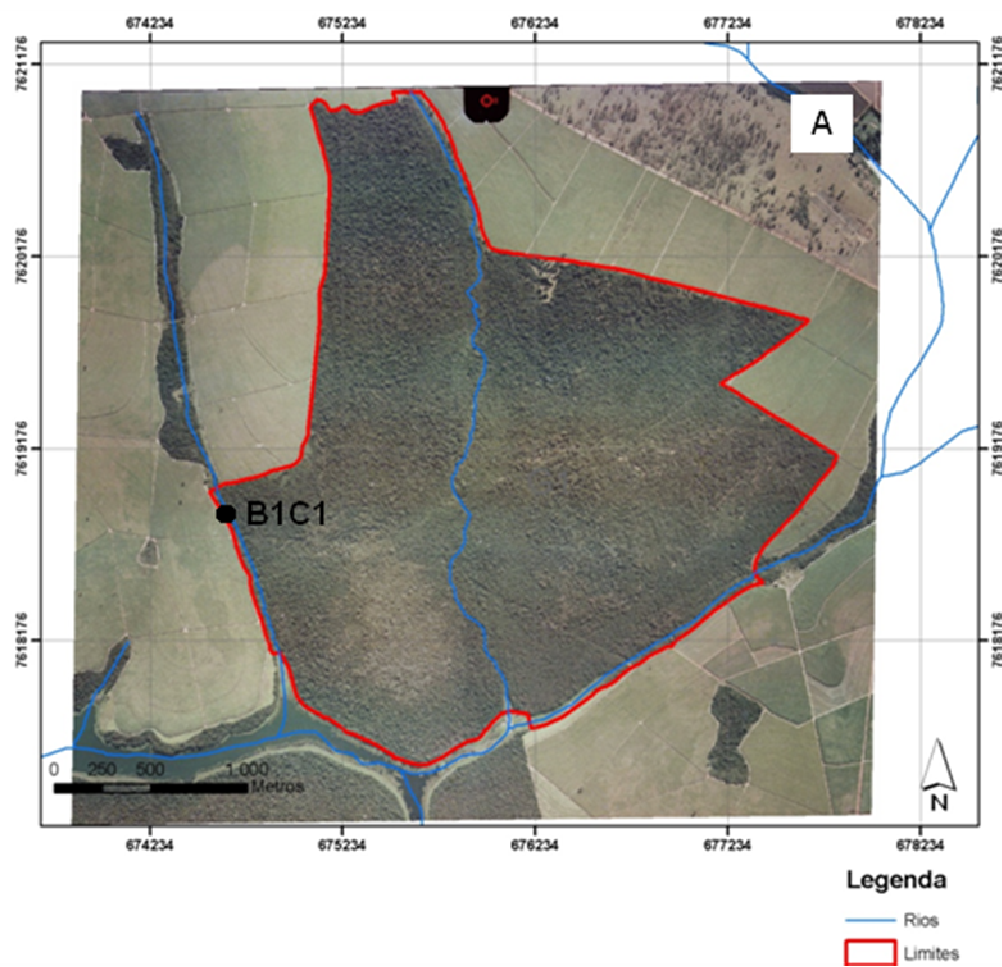


Fig. 2. (A) Imagem aerofotográfica do remanescente florestal localizado no município de Novo Horizonte, SP, com identificação do trecho estudado, situado na borda do fragmento. Vista geral de B1C1 (B, C).

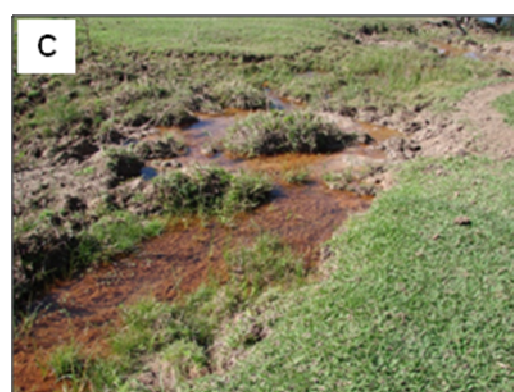
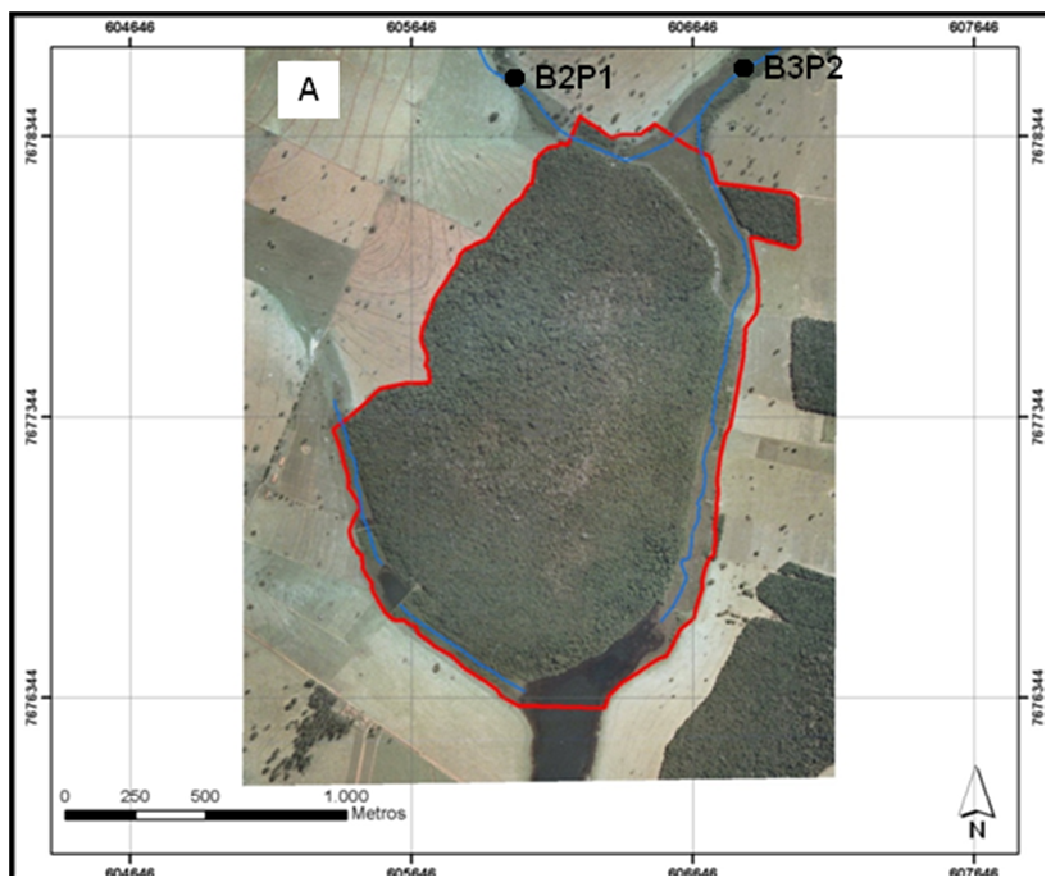


Fig. 3. (A) Imagem aerofotográfica do remanescente florestal localizado no município de Planalto, SP, com identificação dos trechos de amostrados, localizados na borda do fragmento. (B, C) fotos do trecho estudado em B2P1 e (D, E) em B3P2.

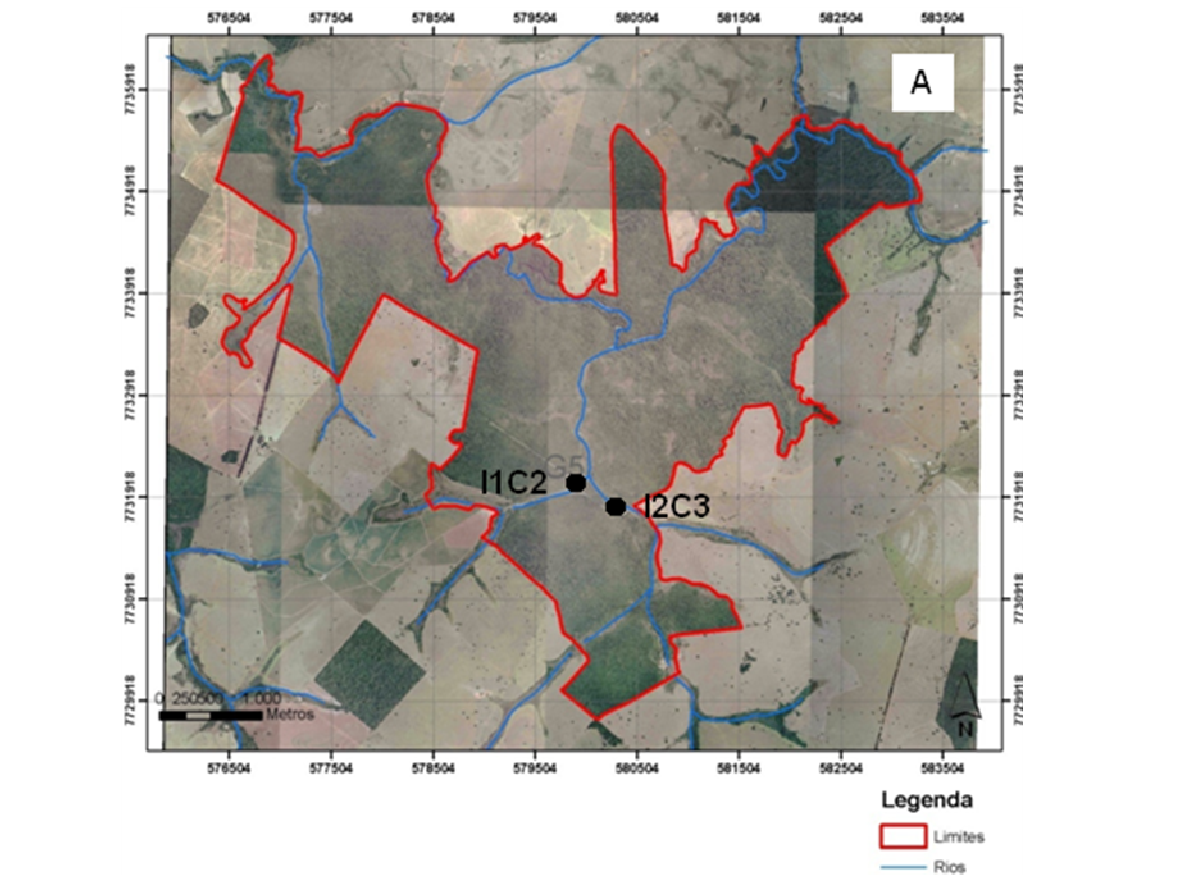


Fig. 4. (A) Imagem aerofotográfica do remanescente florestal localizado no município de São João de Iracema, SP, com identificação dos trechos amostrados, localizados dentro do fragmento. (B, C) fotos dos trechos I1C2 e (D, E) em I2C3.

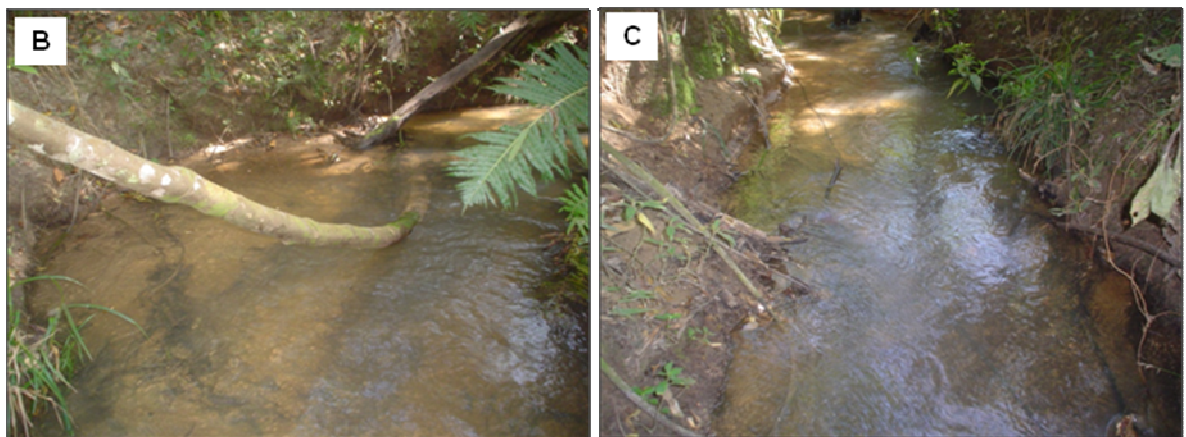
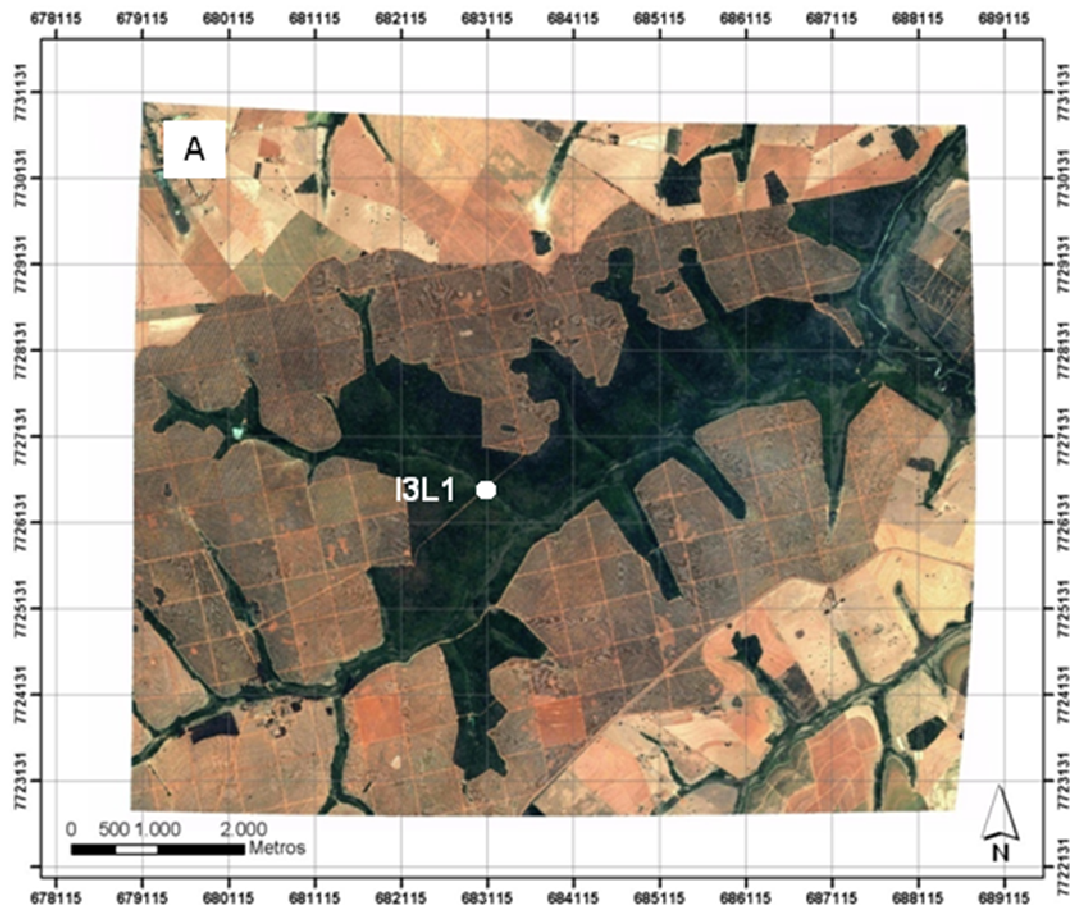


Fig. 5. (A) Imagem aerofotográfica do remanescente florestal localizado no município de Onda Verde, SP, com identificação do trecho amostrado, localizado dentro do fragmento. (B, C) vista de dois pontos do trecho I3L1.

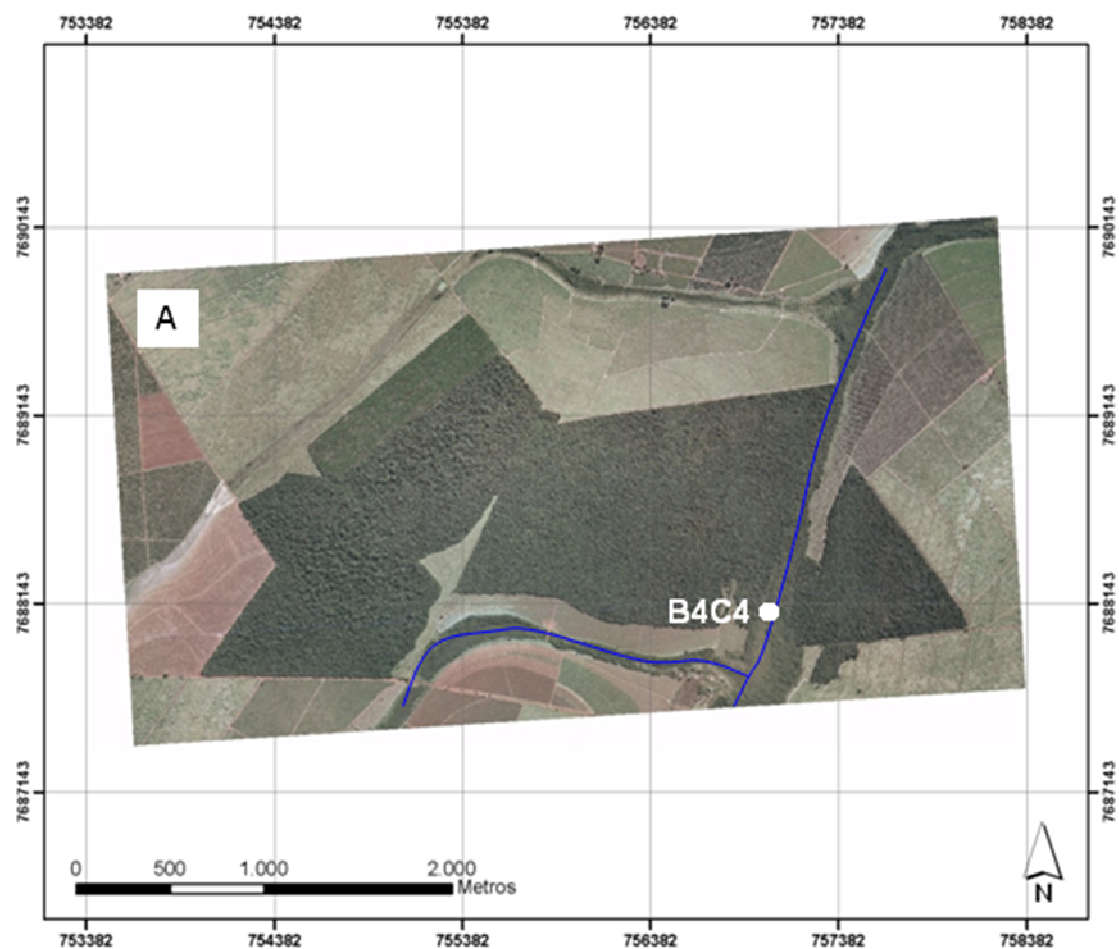


Fig. 6. (A) Imagem aerofotográfica do remanescente florestal localizado no município de Bebedouro, SP, com identificação do trecho amostrado, localizado na borda do fragmento. (B, C) vista geral do trecho B4C4.

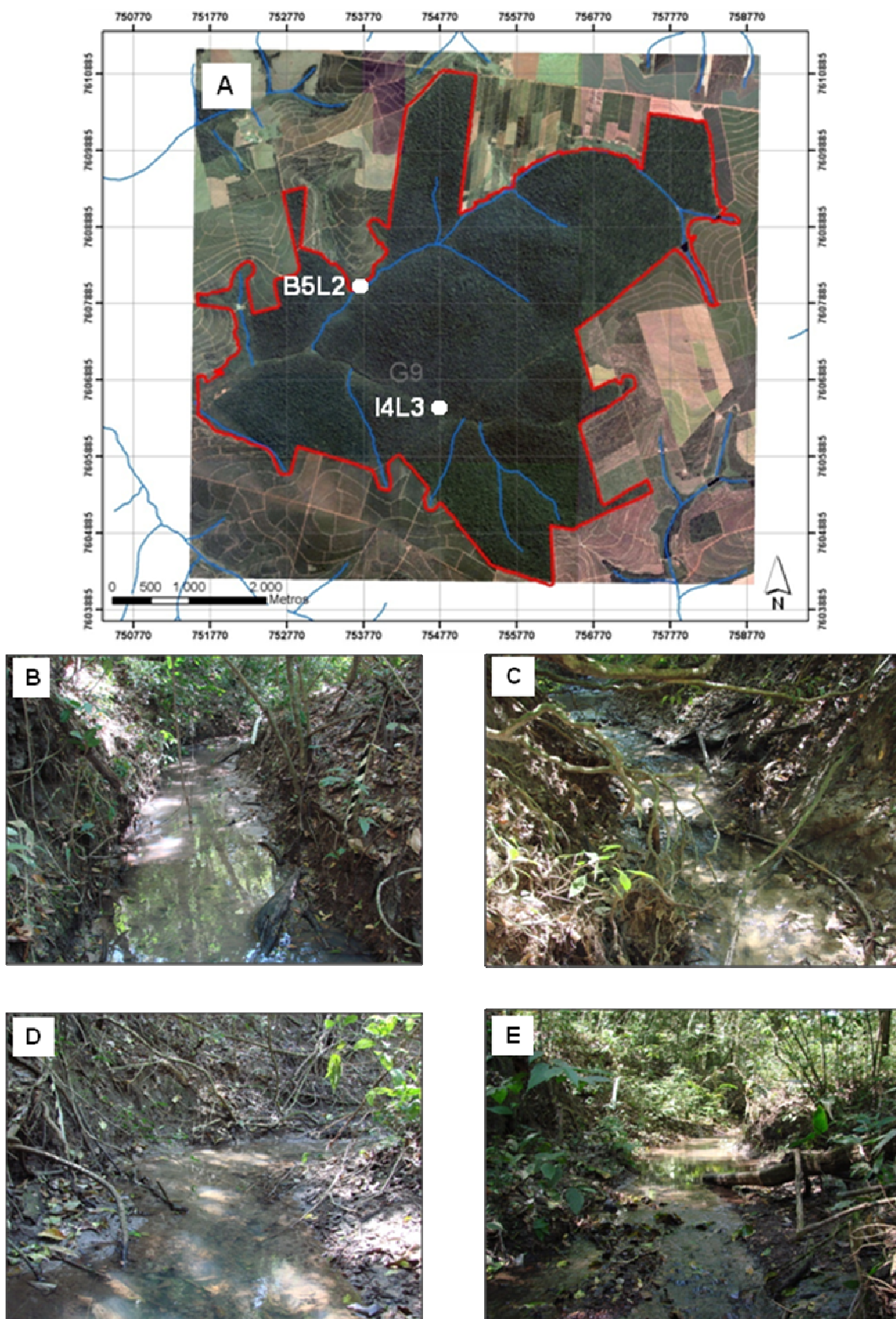


Fig. 7. (A) Imagem aerofotográfica do remanescente florestal localizado no município de Bebedouro, SP, com identificação dos trechos amostrados, localizados na borda (B5L2) e dentro do fragmento (I4L3). (B, C) fotos dos trechos estudados em B5L2 e (D, E) em I4L3.

4. Metodologia geral

4.1. Amostragem dos descritores físico-químicos da água

Para avaliação dos descritores físico-químicos da água, em cada trecho foram mensurados, nas seis amostragens, *oxigênio dissolvido* (OD - mg/l) com um oxímetro digital (LT Lutron, modelo DO – 5510), *condutividade* ($\mu\text{S}/\text{cm}$), *pH*, *turbidez* (NTU), *temperatura* ($^{\circ}\text{C}$), com equipamento eletrônico Horiba, modelo U-10. Em adição, foi avaliada a presença de *odores distintos* e de *óleos/espumas* na água. Em cada trecho foram coletadas, nas seis amostragens, água para dosagem de *nitrato* (mg/l), *amônia* (mg/l), *ortofosfato* (mg/l), *carbono inorgânico* (mg/l) e *carbono orgânico* (mg/l), realizadas no Laboratório de Estudos em Ciências Ambientais – LECA, do Departamento de Química e Ciências Ambientais do IBILCE/UNESP. Os descritores físico-químicos foram avaliados quanto as suas variações sazonais e também combinados em um índice regional de qualidade química da água para riachos (SWI, “Stream Water Index”), tal como proposto por Casatti *et al.* (2006).

4.2. Amostragem dos descritores estruturais

Para a coleta dos dados estruturais do ambiente, foram traçados 16 transectos transversais a cada cinco metros, ao longo dos 75 metros de cada trecho. Nestes transectos foram registrados os seguintes dados:

- (i) Comprimento de cada transecto (= largura do riacho naquele ponto);
- (ii) profundidades ao longo do transecto;

- (iii) velocidades da corrente em três pontos do transecto (ponto médio do canal e margens esquerda e direita), com três réplicas em cada um, por meio de um correntômetro Swoffer, modelo 2100;
- (iv) tipo do substrato, avaliado pela observação da granulometria;
- (v) composição do substrato nos meso-habitats predominantes (corredores, corredeiras e/ou poços) (Fig. 8).

Nos meses intermediários de cada período sazonal (julho, na seca e fevereiro, nas chuvas) foi determinado o Índice de Qualidade Física do Habitat (PHI, “physical habitat index”, Hall *et al.* 1999). Cada trecho foi classificado em uma das quatro categorias de integridade física do habitat (bom, regular, pobre e muito pobre), que indicam o desvio em comparação com a condição referência para a região (Casatti *et al.* 2006).

T1: meso-habitat : _____

$L =$

Velocidade (m/s)		
Marg.Dir.	Meio	Marg.Esq.
1ª	1ª	1ª
2ª	2ª	2ª
3ª	3ª	3ª

T2: meso-habitat : _____

$L =$

Velocidade (m/s)		
Marg.Dir.	Meio	Marg.Esq.
1ª	1ª	1ª
2ª	2ª	2ª
3ª	3ª	3ª

Fig. 8. Medidas de largura do canal, profundidades e velocidades da corrente em cada transecto, medidos em intervalos de 5 metros longitudinalmente no riacho. Dois transectos delimitavam os blocos para avaliação da estrutura interna do habitat.

Também foram criados três índices para avaliação da estrutura física de cada riacho. Para isso, o trecho selecionado foi subdividido em 15 seções, cada uma com cinco metros de extensão. Três dimensões estruturais do canal, adaptadas a partir do estudo de Gorman & Karr (1978), foram enfocadas, sendo a “diversidade do ecótone”, “diversidade do substrato” e “diversidade estrutural interna”. Para o cálculo destes índices, cada descritor analisado recebeu um valor em porcentagem de acordo com sua representatividade em uma seção de cinco metros, com a soma dos percentuais de todas as variáveis totalizando 100%. Essas avaliações também foram obtidas nos meses intermediários de cada período sazonal (Fig. 9).

Entre T1 e T2 - Meso habitat: _____

Diversidade no Ecótone

Vegetação marginal em contato com água- (%):

D E

() () briófitas

() () pteridófitas

() () raízes finas em rede

() () raízes grandes expostas

() () gramíneas

() () angiospermas arbustivas

() () angiospermas arbóreas

Diversidade Estrutural Interna

Vegetação aquática - macrófitas e algas (%):

() enraizada emergente

() enraizada submersa

() enraizada flutuante

() flutuante

() algas aderidas

() algas flutuantes

() litter nas margens (folhas, galhos)

() galhos grandes e troncos nas margens

Substrato (%)

() silte (<0.05 mm)

() areia (0.05-2.0 mm)

() cascalho (2.0-10.0 mm)

() seixo (10.0-30.0 mm)

() rocha (>30.0 mm)

() vegetação aderida

() litter

() galhos grandes e troncos

Diversidade do Substrato (%):

() silte (<0.05 mm)	() rocha (>30.0 mm)
() areia (0.05-2.0 mm)	() vegetação aderida
() cascalho (2.0-10.0 mm)	() litter
() seixo (10.0-30.0 mm)	() galhos grandes e troncos

Fig. 9. Lista dos descritores avaliados, por meio de representatividade em porcentagem, nas dimensões ecótone, substrato e estrutura interna.

Índice de Diversidade do Ecótone: os ecótones, de maneira geral, são zonas de transição entre ambientes adjacentes, que apresentam características particulares e distintas das duas comunidades ao lado (Henry 2003). Nos rios, o ecótone terra/água são as zonas ripárias, que apresentam a composição da vegetação altamente variável, a qual

é determinada principalmente pela geomorfologia e flutuações hidrológicas (Gregory *et al.* 1991, Naiman & Décamps 1997). Além disso, as zonas ripárias são a principal via de entrada de carbono em cabeceiras de riachos (Gregory *et al.* 1991) nas formas animal e vegetal. Dessa forma, a diversidade dos ecótonos terra/água foi avaliada, para as margens esquerda e direita, por sete descritores de hábitat: *briófitas*, *pteridófitas*, *raízes finas da vegetação marginal formando redes*, *exposição das raízes grandes da vegetação arbórea e arbustiva*, *gramíneas*, *angiospermas arbustivas* e *angiospermas arbóreas*. A descrição de cada um segue abaixo.

1. Briófitas: vegetação de pequeno porte, que cresce em ambientes de florestas tropicais e temperadas, sombreados e úmidos e ao longo das margens dos cursos d'água (Raven *et al.* 2001). Sua presença nos barrancos, nas margens de riachos, é indicativa de um ambiente com pouca incidência de luz e alta taxa de umidade, provavelmente influenciada pela cobertura proporcionada pela vegetação ripária presente. Formam redes extensas ao longo dos barrancos, ajudando na sustentação do solo e disponibilizando micro-hábitats para potenciais itens alimentares dos peixes, além subsidiar o crescimento de espécies arbustivas.

2. Pteridófitas: plantas vasculares presentes em ambientes sombreados e úmidos, entre outros; sua presença nas margens dos riachos, assim como das briófitas, é possibilitada pela presença da vegetação ripária e proximidade com uma fonte hídrica, que possibilitam as condições de climáticas necessárias para seu crescimento. Também desempenham importante papel na sustentação dos barrancos, possibilitada pela forte trama formada por suas raízes no solo.

3. Raízes finas da vegetação marginal formando redes: tipo de estrutura formada pelas raízes mais finas as plantas arbustivas e arbóreas presentes nos barrancos, que são expostas dentro ou fora da água, dependendo do período sazonal, devido à

erosão natural dos barrancos pelo fluxo da água, formando estruturas emaranhadas em forma de rede que proporciona abrigo e alimento aos peixes e invertebrados aquáticos.

4. Exposição das raízes grandes da vegetação arbórea e arbustiva: a exposição das raízes maiores da vegetação arbórea e arbustiva nos barrancos é um fator natural, decorrente da lavagem do solo, tanto no sentido lateral pelas chuvas, quanto no sentido horizontal pelas inundações dos cursos d'água. Isso pode ser um fator que aumenta a complexidade estrutural dessa região de ecótono, por disponibilizar uma maior variedade de micro-habitats próximos a uma fonte hídrica para invertebrados terrestres, integrantes alóctones da dieta dos peixes.

5. Gramíneas: vegetação pioneira que coloniza áreas abertas que surgem após a supressão de árvores da vegetação ripária. Quando sua abundância é equitativa com outras espécies da vegetação ripária, atua de forma a aumentar a heterogeneidade do ecótono. No entanto, quando domina grandes áreas nas margens dos rios (por exemplo, em propriedades onde o uso do solo para pastagem é predominante), atua de forma negativa, pois é pouco eficiente na sustentação dos barrancos, além de reduzir a diversidade do fluxo d'água quando ocupa as margens e invade o canal dos rios (Pusey & Arthington 2003).

6. Angiospermas arbustivas: plantas de pequeno porte ou indivíduos jovens de espécies arbóreas. São importantes constituintes da vegetação ripária, pois disponibilizam nutrientes e substrato aos organismos aquáticos na forma de folhas caídas.

7. Angiospermas arbóreas: espécies vegetais de grande porte, responsáveis diretamente pelo sombreamento de pequenos riachos. Têm importante papel na oferta de alimento para a fauna aquática, na forma de folhas, frutos e invertebrados arborícolas que ocasionalmente caem na água. Também apresentam extrema importância na

sustentação do solo, pela extensão e profundidade que suas raízes alcançam. Juntamente com os demais descritores citados acima, atuam com uma zona de tamponamento para os riachos.

Índice de Diversidade do Substrato: a estrutura e distribuição das comunidades de peixes em riachos são influenciadas pela heterogeneidade estrutural de habitats (Gorman & Karr 1978, Uieda 1984, Casatti *et al.* 2001). No entanto, para algumas espécies reofílicas, a composição do substrato e a presença de micro-habitats específicos é de extrema importância para que essas espécies ocorram (Casatti *et al.* 2001, Casatti *et al.* 2006). Por este motivo, propomos aqui um índice de diversidade específico para a composição do substrato. Cada sub-trecho de cinco metros do leito dos riachos foi avaliado por meio da análise da diversidade física do substrato (granulometria do sedimento) e da diversidade biótica (vegetação), compondo oito variáveis: *silte*, *areia*, *cascalho*, *seixo*, *rocha*, *vegetação aderida no substrato*, *folhas e galhos finos (litter)* e *galhos grandes e troncos (wood debris)*. As cinco variáveis físicas foram determinadas pelo diâmetro, por estimativa visual.

1. Silte: diâmetro < 0.05 mm. Sedimento muito fino, arrastado facilmente para dentro dos riachos na ausência de vegetação ripária. Quando é o tipo de sedimento dominante no leito de um curso d'água, acaba soterrando diversos micro-habitats, diminuindo a heterogeneidade estrutural do canal com conseqüente exclusão de espécies de peixes e invertebrados mais sensíveis, e devido à sua alta instabilidade, inviabiliza a fixação dos produtores primários (Ferreira & Casatti 2006b), podendo também atuar no aumento da turbidez da água.

2. Areia: diâmetro de 0.05 a 2 mm. Quando em grande quantidade, pode causar os mesmos efeitos citados acima. Juntamente com o silte, a areia é um dos principais causadores de assoreamento dos ambientes aquáticos continentais.

3. Cascalho: substrato com 2 a 10 mm de diâmetro. São estruturas minerais com formas arredondadas que já sofreram bastante desgaste pelo rolamento em ambientes de águas mais rápidas. Em riachos mais conservados, são encontrados nas corredeiras de terreno pouco inclinado, compondo grande parte do substrato. São importantes por atuarem como substrato para o crescimento de algas, perifíton e outros microorganismos, provendo alimento e abrigo para a fauna de invertebrados bentônicos e espécies de peixes reofílicas.

4. Seixo: substrato com diâmetro variando de 10 a 30 mm. Também encontradas nas corredeiras, mas estruturalmente mais pontiagudas. Também são bons substratos para estabelecimento de algas unicelulares e filamentosas e perifíton. Servem de abrigo para macroinvertebrados e zonas de forrageamento para espécies de peixes reofílicas.

5. Rocha: diâmetro maior que 30 mm. A presença de blocos de rochas nos ambientes aquáticos aumenta as possibilidades de abrigos e zonas de forrageamento para invertebrados e peixes. No entanto, sua presença se torna um fator de simplificação do ambiente quando o leito dos riachos é predominantemente rochoso, o que pode influenciar na dominância de espécies que preferencialmente ocupam esses ambientes (Ferreira & Casatti 2006b).

6. Vegetação aderida no substrato: geralmente são algas aderidas ou associadas a qualquer tipo de substrato, mineral ou vegetal. Troncos ou galhos de árvores caídos na água ou mesmo rochas grandes com alguma superfície exposta, que apresentassem crescimento de briófitas também foi considerado.

7. Folhas e galhos finos (= *litter*): material vegetal como folhas e outras estruturas de pequeno porte providas da vegetação ripária, depositadas no fundo, que se apresenta em diversos estágios de decomposição por servir de alimento para a

comunidade de invertebrados e para a fauna microbiana, além de disponibilizarem abrigo para outros invertebrados, potenciais alimentos para os peixes.

8. Galhos grandes e troncos (= *wood debris*): grandes galhos ou mesmo árvores inteiras que caem dentro dos riachos. Têm maior tempo de residência que o litter dentro do canal, por apresentar maior resistência à corrente, estancar o fluxo de água e formar novos habitats, propiciando novos habitats para os peixes e invertebrados (Naiman & Décamps 1997).

Índice de Diversidade Estrutural Interna: foi composto de forma a possibilitar uma visão mais geral da heterogeneidade estrutural dos riachos. Para essa avaliação foram considerados dois grupos de descritores (a descrição dos tipos de macrófitas segue Esteves 1998): oito para avaliação do substrato e oito para avaliação da vegetação interna, as macrófitas aquáticas, que ocorrem nas zonas litorais dos corpos d'água, disponibilizando substrato para o desenvolvimento de algas, fauna microbiana, detritos, abrigo e alimento para invertebrados e peixes de pequeno porte (Casatti *et al.* 2003): *macrófita enraizada emergente*, *macrófita enraizada submersa*, *macrófita enraizada flutuante*, *algas aderidas*, *algas flutuantes*, *litter nas margens*, *galhos grandes e troncos nas margens*. Para o substrato, foram utilizados os mesmos oito descritores do Índice de Diversidade do Substrato, e por isso não serão descritos novamente. No entanto, a avaliação da representatividade de seus descritores difere do índice anterior, pois foi concomitante com a avaliação da representatividade dos descritores da vegetação interna, de forma que a soma das porcentagens dos 16 descritores totalizaram 100%. Os descritores da vegetação interna são explicados a seguir.

1. Macrófita enraizada emergente ou emersa: plantas enraizadas no sedimento, com as folhas fora da água.

2. Macrófita enraizada submersa: plantas enraizadas no sedimento, mas que cresce totalmente submersa na água.
3. Macrófita enraizada flutuante: têm suas raízes no sedimento e folhas são amplas, que flutuam na água.
4. Macrófita flutuante: plantas que flutuam na superfície da água, sem nenhuma estrutura que se prenda ao substrato.
5. Algas aderidas: algas filamentosas aderidas à vegetação de macrófitas aquáticas.
6. Algas flutuantes: geralmente presentes em locais de águas mais paradas, como nos poços.
7. *Litter* nas margens: mesma descrição citada acima, mas com o diferencial de que não são constituintes do substrato, estando presentes apenas nas margens, flutuando ao lado dos barrancos ou que foi levado pela correnteza e ficou estacionário na margem, fora do curso d'água.
8. Galhos grandes e troncos nas margens: grandes galhos de árvores que ficam rente aos barrancos, formando abrigo aos peixes, mas que não são disponibilizados como substrato no leito do canal.

4.3. Descritores das comunidades de peixes

Na coleta dos peixes, os limites superior e inferior de cada trecho amostral de 75 metros foram bloqueados com redes de malha 5 mm e, a seguir, foi aplicada uma passagem de pesca elétrica (220V de corrente alternada, com 50-60 Hz, 3,4-4,1 A e 1000 W), somando aproximadamente 60 minutos no sentido jusante-montante (Casatti

et al. 2006). Após a coleta, os peixes foram anestesiados em benzocaína (1 grama de benzocaína diluído em 5 litros de água); após 10 minutos foram transferidos para solução de formalina a 10% para fixação por aproximadamente 72 horas e posteriormente transferidos para álcool 70%. Exemplares testemunhos serão depositados na Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia (DZSJRP) do Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas, IBILCE-UNESP, São José do Rio Preto, SP, Brasil.

4.4. Descritores da paisagem

Foram utilizados nove descritores da paisagem, analisados em escala de micro-bacia, buscando-se investigar as possíveis influências destes na flutuação sazonal dos descritores físico-químicos da água, estruturais do hábitat e da estrutura da ictiofauna. Dentre os nove descritores da paisagem, cinco estão relacionadas aos efeitos típicos dos sistemas de drenagem que formam as redes hidrográficas, onde rios maiores são formados pela junção de riachos menores e estes pelas nascentes ou cabeceiras, sendo que os canais maiores recebem as influências diretas de quaisquer eventos, naturais ou antrópicos, ocorridos nos seus afluentes e áreas terrestres adjacentes a eles (Stanford 1996).

Estudos que utilizam descritores da paisagem para tentar explicar as características físico-químicas dos corpos d'água vêm sendo desenvolvidos com sucesso (Amiri & Nakane 2009). Baseados nisso e partindo do pressuposto de que os descritores físico-químicos e estruturais amostrados nos trechos de coleta poderiam estar sendo influenciados por acontecimentos ocorridos nas respectivas drenagens, os descritores da

paisagem analisados estão explicados abaixo e seus valores numéricos podem ser vistos na Tabela 2.

1. *Área de mata dentro da micro-bacia*, pois independente do tamanho da micro-bacia, uma maior área de mata protege de modo mais eficiente o solo contra erosão e arraste de materiais diversos para dentro dos cursos d'água;
2. *Número de represas à montante do ponto de coleta*, pois o represamento, principalmente quando próximos das cabeceiras, causam o isolamento impedindo a colonização dos trechos à montante, além de também afetar todo curso à jusante devido à diminuição do volume de água, retido na represa;
3. *Porcentagem de mata na micro-bacia*, pois indica a quantidade da micro-bacia que está protegida por vegetação natural e que também atua como filtro de materiais potencialmente prejudiciais aos ambientes aquáticos;
4. *Número de afluentes à montante do ponto de coleta*, que indica indiretamente a vazão do trecho amostrado, pois quanto maior a quantidade de afluentes, maior será a descarga no trecho estudado;
5. *Distância do ponto de coleta até a nascente*, pois essa distância reflete, indiretamente, no montante de material que é carregado para dentro desse curso d'água mesmo que ele não receba nenhum afluente;
6. *Extensão dos afluentes à montante*, juntamente com o número de afluentes contribui para informar sobre a descarga que o trecho estudado recebe;
7. *Distância do ponto de coleta até o rio principal da UGRHI*, fornece uma informação importante relativa à proximidade do trecho estudado como fonte recolonizadora para as áreas à montante;
8. *Número de fragmentos na micro-bacia*, pois quanto maior o número de fragmentos maior será a área total de vegetação remanescente na bacia;

9. *Índice de densidade de drenagem* indica a proporção de extensão de cursos d'água por km² da bacia. Calculada conforme Ray & Fischer (1960), é a relação entre a extensão total de todos os cursos d'água da micro-bacia e a sua área.

As micro-bacias foram determinadas a partir do ponto geográfico georreferenciado para cada riacho (Anexo 1 a 6). Para tanto foram utilizados os mapas do Inventário Florestal do Estado de São Paulo (SMA/IF 2005), obtidos por interpretação de imagens Landsat/TM, com resolução espacial de 30 metros e escala de mapeamento de 1:50.000, com sobreposição do mapa com as linhas de relevo do Estado, utilizando o software ArcGIS 9, ArcMap versão 9.2.

Tabela 2. Descritores da paisagem calculados para a micro-bacia de cada um dos nove trechos amostrados na região estudada.

Descritores da paisagem	B1C1	B2P1	B3P2	I1C2	I2C3	I3L1	B4C4	B5L2	I4L3
Área de mata dentro da micro-bacia (km ²)	1,5	0,3	0,8	1,8	4,8	3,9	3,7	0,6	4,7
Número de represas à montante do ponto de coleta	1	1	9	0	6	1	5	1	0
Porcentagem de mata na micro-bacia (%)	27	16,2	5	40,3	12,7	27,5	10,4	21,3	70,5
Número de afluentes à montante	1	1	4	2	11	10	11	1	3
Distância do ponto de coleta até a nascente (km)	2,5	0,6	5,9	2,2	10,9	4,4	9,7	1,8	2,2
Extensão dos afluentes à montante (km)	2,5	0,6	9,7	3,5	27,8	11,8	25,3	1,8	4,9
Distância do ponto de coleta até o rio principal da UGRHI (km)	0,9	26,5	25,8	1,6	1,9	5,5	42,9	89,9	90,8
Número de fragmentos na micro-bacia	3	1	7	2	9	1	9	2	1
Índice de densidade de drenagem -Dd	0,005	0,003	0,006	0,008	0,007	0,008	0,007	0,007	0,007

5. Referências Bibliográficas

- Agostinho, A. A., F. M. Pelicice, A. C. Petry, L. C. Gomes & H. F. Júlio Jr. 2007. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health Management*, 10(2): 174-186.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz & L. C. Gomes. 2005. Conservation of biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology*, 19(3): 646-652.
- Allan, J. D. & A. S. Flecker. 1993. Biodiversity conservation in running waters: identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems. *Bioscience*, 43: 32-43.
- Amiri, B. J. & K. Nakane. 2009. Modeling the linkage between river water quality and landscape metrics in the Chugoku District of Japan. *Water Resources Management*, 23: 931-956.
- Araújo, F.G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Zoologia*, 58: 547-558.
- Barbosa, O. & P.A. Marquet. 2002. Effects of forest fragmentation on the beetle assemblage at the relict forest of Fray Jorge, Chile. *Oecologia*, 132: 296-306.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder & J. B. Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Second edition. EPA 841-B-99-002. U. S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington, D.C.
- Bianconi, G. V., S. B. Mikich & W. A. Pedro. 2004. Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em remanescentes florestais do município de Fênix, noroeste do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21: 943-954.

- Bolger, D. T., A. V. Suarez, K. R. Crooks, S. A. Morrison & T. J. Case. 2000. Arthropods in urban habitat fragments in southern California: area, age, and edge effects. *Ecological Applications*, 10: 1230-1248.
- Callisto, M., M. Moretti & M. Goulart. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6: 71-82.
- Carvalho, A. R., F. H. M. Schlitter & V. L. Tornisielo. 2000. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. *Química Nova*, 23(5): 618-622.
- Casatti, L., F. Langeani & R. M. C. Castro. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*, 1(1/2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?inventoryBN00201122001>
- Casatti, L., H. F. Mendes & K. M. Ferreira. 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema river, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63: 213-222.
- Casatti, L., A. M. Silva, F. Langeani & R. M. C. Castro. 2006. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66: 681-696.
- Casatti, L., C. P. Ferreira & F. Langeani. 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623: 173-189.
- Corbi, J. J. & S. Trivinho-Strixino. 2008. Relationship between sugar cane cultivation and stream macroinvertebrate communities. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 51(4): 769-779.

- Corbi, J. J., S. Trivinho-Strixino, A. Santos & M. Del Grande. 2006. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). *Química Nova*, 29: 61-65.
- Corbi, J. J., S. Trivinho-Strixino & A. Santos. 2008. Environmental evaluation of metals in sediments and dragonflies due to sugar cane cultivation in Neotropical streams. *Water Air Soil Pollut*, 195: 325-333.
- Cruz, L. O. 2003. Os índios Kaingang de Vanuïre: relações interétnicas e identidade. Monografia de conclusão de curso, Universidade Estadual Paulista, Marília.
- Eikaas, H. S., A. R. McIntosh & A. D. Kliskey. 2005. Catchment and site-scale influences of forest cover and longitudinal forest position on the distribution of a diadromous fish. *Freshwater Biology*, 50: 527-538.
- Ferreira, A. 2008. Relações tróficas e isotópicas entre duas espécies de caracídeos e a cobertura do solo em córregos da bacia do rio Corumbataí, SP. Tese de Doutorado, Esalq-USP, Piracicaba, 112 p.
- Ferreira, C. P. & L. Casatti. 2006a. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, 6(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn00306032006>
- Ferreira, C. P. & L. Casatti. 2006b. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 32: 642-651.
- Gerhard, P. 2005. Comunidades de peixes de riachos em função da paisagem da bacia do rio Corumbataí, Estado de São Paulo. Tese de Doutorado, Esalq/USP, Piracicaba, 241 p.

- Godefroid, S. & N. Koedam. 2003. How important are large vs. small forest remnants for the conservation of the woodland flora in an urban context? *Global Ecology & Biogeography*, 12: 287-298.
- Gorman, O. T. & J. R. Karr. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59: 507-515.
- Gregory, S. V., F. J. Swanson, W. A. McKee & K. W. Cummins. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience*, 41: 540-551.
- Guirado, M., J. Pino & F. Roda. 2006. Understorey plant species richness and composition in metropolitan forest archipelagos: effects of forest size, adjacent land use and distance to the edge. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 50-62.
- Hall, L. W., R. P. Morgan II, E. S. Perry & A. Waltz. 1999. Development of a provisional physical habitat index for Maryland freshwater streams. Prepared by Versar Inc. and Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-Tidal Assessment Division, Annapolis, Maryland, CNWP-MANTA-EA-99-12.
- Harding, J. S., K. Claassen & N. Evers. 2006. Can forest reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates? *Hydrobiologia*, 568: 391-402.
- Hargis, C. D., J. A. Bissonette & D. L. Turner. 1999. The influence of forest fragmentation and landscape pattern on American martens. *Journal of Applied Ecology*, 36: 157-172.
- Harper, K. A., S. E. Macdonald, P. J. Burton, J. Chen, K. D. Brosnokske, S. C. Saunders, E. S. Euskirchen, D. Roberts, M. S. Jaiteh & P. A. Esseen. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 19: 768-782.

- Henry, R. 2003. Os ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos: conceitos, tipos, processos e importância. Estudo de aplicação em lagoas marginais ao Rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na Represa Jurumirim. Pp. 1-29. In: R. Henry (Org.). Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos. Editora Rima, São Carlos, 350 p.
- Hughes, R. M. 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. Pp. 31-47, In: Davis, W. S. & T. P. Simons (Eds.). Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making. CRC Press Inc., Boca Raton, Florida, 415 p.
- IPT (Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo) 1999. Diagnóstico da situação atual dos Recursos Hídricos e estabelecimento de diretrizes técnicas para a elaboração do Plano da Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande. Relatório nº 40.515. Secretaria de Recursos Hídricos, Saneamento e Obras, São Paulo.
- Kamdem Toham, A. & G. G. Teugels. 1999. First data of an Index of Biotic Integrity (IBI) based on fish assemblage for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system. *Hydrobiologia*, 397: 29-38.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6: 21-27.
- Karr, J. R. & D. R. Dudley. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5: 55-68.
- Kronka, F. J. N., C. K. Matsukuma, M. A. Nalon, I. H. Delcali, M. Rossi, I. F. A. Mattos, M. S. Shin-Ike & A. A. S. Pontinhas. 1993. Inventário florestal do Estado de São Paulo. Instituto Florestal: São Paulo, 199 p.

- Laakkonen, J., R. N. Fisher & T. J. Case. 2001. Effect of land cover, habitat fragmentation and ant colonies on the distribution and abundance of shrews in southern California. *Journal of Animal Ecology*, 70: 776-788.
- Lyons, J., S. Navarro-Pérez, P. A. Cochran, E. C. Santana & M. Guzmán-Arroyo. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central Mexico. *Conservation Biology*, 9: 569-584.
- Naiman, R. J. & H. Décamps. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28: 621-658.
- Nalon, M. A., I. F. A. Mattos & G. A. D. C. Franco. 2008. Meio físico e aspectos da fragmentação da vegetação. Pp. 17-21. In: Rodrigues, R. R. & V. L. R. Bononi (Orgs.). *Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo* Secretaria do Meio Ambiente e Instituto de Botânica, 248 p.
- Nascimento, D. 2005. Quantas novas usinas realmente se instalarão no Brasil nos próximos 3 anos? *Ribeirão Preto, IdeaNews*, ano 5, no. 57, julho.
- Noss, R., B. Csuti & M. J. Groom. 2006. Habitat fragmentation. Pp. 213-251, In: *Principles of conservation biology* (Groom, M.J., G.K. Meffe, C.R. Carroll and contributors, eds.), Sinauer Associates, Inc., Sunderland, 779 p.
- Oberdorff, T. & R. M. Hughes. 1992. Modification of an Index of Biotic Integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia*, 228: 117-130.
- Pusey, B. J. & A. H. Arthington. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, 54: 1-16.
- Raven, P. H., R. F. Evert & S. E. Eichhorn. 2001. *Biologia vegetal*. Editora Guanabara Koogan Ltda, 6ª edição, 906 p.

- Ray, R. G. & W. A. Fisher. 1960. Quantitative photography a geological research tool. *Photogrammetric Engineering*, 26: 143-150.
- Ribon, R., J. E. Simon & G. T. Mattos. 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology*, 17: 1827-1839.
- Ross, K. A., B. J. Fox & M. D. Fox. 2002. Changes to plant species richness in forest fragments: fragment age, disturbance and fire history may be as important as area. *Journal of Biogeography*, 29: 749–765.
- Roth, N. E., M. T. Southerland, J. C. Chaillou, P. F. Kazyak & S. A. Stranko, 2000. Refinement and validation of a fish index of biotic integrity for Maryland streams. Prepared by Versar Inc. for Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-tidal Assessment Division, Annapolis, Maryland, CBWP-MANTA-EA-00-2.
- SMA/IF. 2005. Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo. Secretaria do meio Ambiente e Instituto Florestal, 200 p.
- Stanford, J. A. 1996. Landscapes and catchment basins. Pp. 3-22. In: Hauer, F. R. & G. A. Lamberti (Eds.). *Methods in Stream Ecology*. Academic Press, San Diego, 674 p.
- Uieda, V. S. 1984. Ocorrência e distribuição dos peixes em um riacho de água doce. *Revista Brasileira de Biologia*, 44: 203-213.

CAPÍTULO 1

Variação espaço-temporal da ictiofauna de
riachos associados a fragmentos florestais em
região agrícola

RESUMO

O objetivo deste estudo foi investigar a estrutura da ictiofauna e avaliar as variações espaço-temporais em riachos associados aos maiores remanescentes florestais da região. Foi amostrada a ictiofauna de nove trechos associados a fragmentos florestais (cinco localizados na borda e quatro no interior desses fragmentos) em dois períodos do ano. Os peixes foram coletados por meio de uma passagem de pesca elétrica em trechos de 75 metros em cada riacho por três meses consecutivos nos períodos seco e chuvoso. A eficiência do inventário foi testada por meio de estimadores de riqueza; a similaridade entre as comunidades foi avaliada por meio dos índices de similaridade de Jaccard e de Bray-Curtis; a relação entre abundância e biomassa foi avaliada por meio da estatística W, gerada de curvas ABC; a relação entre os descritores ambientais (locais e da paisagem) e a ictiofauna foi avaliada por meio da Análise de Correspondência Canônica (CCA). Foram registrados 6.116 exemplares que somaram 15,6 kg, pertencentes a 53 espécies. A análise de similaridade indicou baixa influência do uso do solo e da posição dos riachos, mas revelou maior similaridade entre trechos mais próximo geograficamente; a estatística W mostrou dominância da abundância sobre a biomassa nos riachos de borda. Os descritores ambientais que explicaram a estrutura da ictiofauna foram a diversidade de ecótono água-terra e temperatura ($p=0,004$ e $p=0,026$), além de densidade de drenagem, distância da nascente e área de mata na micro-bacia. A temperatura explicou a abundância das espécies mais tolerantes nos riachos de pasto e área de mata explicou a abundância das espécies nos riachos de interior de mata. Embora a composição de espécies tenha refletido o uso do solo na matriz dos riachos, os valores de W e a CCA evidenciaram influência da localização dos riachos sobre a ictiofauna, coincidindo com maior riqueza e abundância de espécies tolerantes nos riachos de borda. A posição dos riachos, embora não represente um fator significativo, quando decomposta em fatores ecológicos que ela embute (p. ex., temperatura, concentração de amônia) representaria um filtro ambiental, determinando a proporção de indivíduos tolerantes. Houve aumento de riqueza no período chuvoso, mas decréscimo de abundância e biomassa, causado possivelmente pelo aumento da turbidez e do volume de hábitat. Nossos resultados ainda reforçam a importância da manutenção de vegetação ripária em ambas as margens dos riachos para que as funções de proteção, provimento de recursos e tamponamento desempenhadas por esta vegetação sejam mantidas.

Palavras-chave: riachos florestados, peixes, uso do solo, efeito de borda, agroecossistema.

ABSTRACT

In this study we investigated the fish fauna structure and evaluated the spatial-temporal variations in streams associated with the largest remaining forest fragments in the region. The fish fauna of nine streams associated with forest fragments (five located in the edge and four inside these fragments) was sampled in two periods of the year. Fish were collected using one electrofishing pass in stretches of 75 meters in each stream for three consecutive months during the dry and wet periods. The inventory efficiency was tested by richness estimators, the similarity between the communities was assessed by similarity indices of Jaccard and Bray-Curtis, the relationship between abundance and biomass was assessed by W statistics, generated from ABC curves, the relationship between environmental descriptors (local and landscape) and fish fauna was evaluated by Canonical Correspondence Analysis (CCA). Overall, 6,116 specimens were recorded totaling 15.6 kilograms, belonging to 53 species. The similarity analysis indicated low influence of land use and location of streams, but showed greater similarity between nearer geographically stretches; the W statistics showed the dominance of the abundance on the biomass at the edge streams. The environmental descriptors that explained the structure of the fish fauna were the diversity of land-water ecotone and temperature ($p = 0.004$ and $p = 0.026$), and drainage density, distance from the springs and forest area in the basin. The temperature explained the abundance of more tolerant species in grazing streams and forest area explained the abundance of species in the interior streams. Although the species composition reflected the land use surrounding streams, the values of W and CCA showed strong influences of the streams location on fish fauna, coinciding with greater richness and abundance of tolerant species in the edge streams. The streams position does not constitute a significant factor, but when broken down into ecological factors that it builds (e. g., temperature and ammonia) would be an environmental filter to a more immediate temporal scale, determining the proportion of tolerant individuals. Species richness was higher in the wet period, whereas abundance and biomass was lower, possibly due to increased turbidity and habitat volume. Our results also reinforce the importance of maintaining riparian vegetation on both banks of the streams so that the functions of protection, provision of resources and packing performed by the vegetation is maintained.

Keywords: forested streams, fish, land use, edge effect, agroecosystem.

1. INTRODUÇÃO

O processo de fragmentação florestal ocasionado por interferência antrópica acarreta simplificação das relações dentro dos ecossistemas, principalmente quando o solo é usado para monocultura, diminuindo a riqueza de espécies e diversidade estrutural do ambiente (Godefroid & Koedam 2003). Isso causa o isolamento dos fragmentos, podendo levar à extinção local de muitas espécies sensíveis (Noss *et al.* 2006). Além do processo em si, também é importante destacar o efeito de borda, ou seja, as mudanças ocasionadas pelo aumento de temperatura e luminosidade, maior exposição aos ventos fortes na interface floresta e área desmatada, que modificam a estrutura e composição do ecossistema (Harper *et al.* 2005).

Alguns fatores são citados como determinantes na diminuição da diversidade aquática, como a perda e degradação de habitats, poluição química e orgânica da água, introdução de espécies exóticas (Allan & Flecker 1993, Dudgeon *et al.* 2006, Junk 2007). A degradação de habitats está relacionada a retirada da vegetação ripária, que desempenha a função de proteger e tamponar os ambientes aquáticos ao longo das estações impedindo arraste de grandes quantidades de sedimento proveniente de áreas adjacentes, é bem conhecida (Anbumozhi *et al.* 2005, Nakamura & Yamada 2005). No entanto, apesar de diversos estudos terem sido desenvolvidos com o objetivo de avaliar os efeitos da fragmentação sobre a fauna (Hargis *et al.* 1999, Bolger *et al.* 2000, Laakkonen *et al.* 2001, Barbosa & Marquet 2002, Ribon *et al.* 2003, Bianconi *et al.* 2004) e flora terrestres (Ross *et al.* 2002, Godefroid & Koedam 2003, Guirado *et al.* 2006), os impactos das atividades rurais desenvolvidas ao redor de riachos e córregos, sobre a biota, são pouco estudados.

Alguns estudos de caráter químico já foram desenvolvidos para a região (Carvalho *et al.* 2000, Corbi *et al.* 2006, Corbi & Trivinho-Strixino 2008, Corbi *et al.*

2008), mas não são conhecidos estudos que identifiquem os efeitos causados pela matriz sobre a biota aquática de um fragmento e como estes interferem na manutenção da integridade das comunidades dos ecossistemas aquáticos.

Os remanescentes florestais das duas principais Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) do noroeste paulista - São José dos Dourados e Turvo-Grande - somam 3,6%, que se encontram fragmentados e restritos a poucas unidades de conservação ou reservas legais (Nalon *et al.* 2008), que estão isoladas, quase sempre em matrizes onde o uso do solo serve à citricultura, plantio de cana-de-açúcar e pastagem. Os ecossistemas aquáticos de pequeno porte dessa região têm sofrido fortes impactos causados pelo desmantamento da vegetação ripária e uso dessa porção de terra como bebedouro de gado e para expansão das monoculturas (Silva *et al.* 2007). Isso tem levado à perda de heterogeneidade estrutural interna, considerada essencial para a manutenção de uma comunidade mais rica e diversa, levando à homogeneização da biota aquática (Casatti *et al.* 2006 a,b, Ferreira & Casatti 2006).

Tendo em vista tais conhecimentos, procurou-se investigar algumas questões referentes à ictiofauna de riachos associados a remanescentes florestais:

- i) Qual a composição de espécies em riachos associados a fragmentos florestais?
- ii) A composição da ictiofauna difere conforme o tipo de matriz agrícola (cana-de-açúcar, laranja e pastagem) ou conforme a posição dos trechos (borda ou interior dos fragmentos florestais)?
- iii) Os descritores da estrutura da ictiofauna (abundância, biomassa, riqueza, diversidade de espécies e dominância) variam conforme os períodos de seca e chuva?
- iv) Quais fatores abióticos melhor explicam a estrutura da ictiofauna?

A partir do conhecimento já produzido acerca da estrutura de comunidades em paisagens fragmentadas de modo geral, esperamos que a estrutura da ictiofauna varie

entre as diferentes matrizes agrícolas, que ocorram variações entre períodos sazonais e conforme a posição dos riachos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Composição e estrutura da ictiofauna

Os métodos para amostragem dos peixes estão apresentados na Introdução Geral desta Tese.

A semelhança na composição da ictiofauna entre os trechos foi investigada por meio do coeficiente de similaridade de Jaccard em uma matriz de presença e ausência de espécies. Foram eliminadas as espécies com dois ou menos indivíduos, por indicarem ocorrência ocasional. Esta análise foi realizada com auxílio do programa computacional BioDiversity Pro (McAleece *et al.* 1997) e o dendrograma resultante foi produzido pelo método de associação média (UPGMA, “arithmetic average clustering”). Foram interpretados os agrupamentos com semelhança maior ou igual a 50%. Para avaliar se as diferenças em composição são relevantes, considerando os fatores uso do solo e posição do trecho, foi aplicada uma Análise de Similaridade (ANOSIM). Nesta análise, valores de R próximos a zero indicam que não há diferenças entre os conjuntos amostrais analisados (Clarke & Warwick 2001).

Para averiguar a eficiência do inventário, a riqueza de espécies estimada foi obtida por meio do algoritmo ICE (*Incidence-based Coverage Estimator*), que calcula o fator de correção usando a incidência das espécies raras (aquelas encontradas em até 10 amostragens, Lee & Chao 1994), e também por meio do ACE (*Abundance-based*

Coverage Estimator), cujo fator de correção utiliza a abundância das espécies com até 10 indivíduos nas amostras (Chao *et al.* 1993). Estes cálculos foram conduzidos com auxílio do programa computacional EstimateS 7 (Colwell 2004) e, posteriormente, os valores de riqueza observada e estimada foram utilizados na confecção de gráficos, com o auxílio do programa estatístico Statistica 6.0.

Os descritores da estrutura da comunidade foram abundância, biomassa, riqueza de espécies, diversidade de espécies, calculada por meio do índice de Shannon-Wiener, e dominância por meio do índice de Berger-Parker, de acordo com procedimentos descritos em Magurran (2004).

Outro aspecto investigado da estrutura da ictiofauna foi a relação entre abundância e biomassa, que foi investigado por meio da construção das curvas ABC em cada período sazonal. Esse método de comparação foi proposto para inferir o nível de perturbação das comunidades de invertebrados bentônicos, com base na teoria de que, em uma comunidade pouco perturbada, as espécies com seleção-K apresentariam baixa abundância, mas seriam dominantes em biomassa, ou seja, a curva de biomassa estaria posicionada acima da de abundância (Clarke & Warwick 2001). Para cada amostra foi calculado o valor de W (que varia de -1 a 1), que indica o grau de separação entre as duas curvas; valores positivos indicam condições pouco perturbadas; valores negativos, condições perturbadas (Clarke & Warwick 2001). Estas análises foram conduzidas com auxílio do programa PRIMER 6 (Clarke & Gorley 2006).

Cada espécie foi classificada em tolerante ou intolerante para hipóxia, conforme estudos prévios (Kramer & Mehegan 1981, Araújo & Garutti 2003, Bozzetti & Schulz 2004, L. Casatti, com. pessoal).

2.2. Relação entre descritores abióticos e ictiofauna

2.2.1. Detecção da resposta da comunidade ao gradiente ambiental

Para verificar qual a resposta da comunidade ao gradiente ambiental (se unimodal ou linear) foi realizada uma Análise de Correspondência Destendenciada (DCA). Este procedimento preliminar testa se a resposta da comunidade é unimodal ou linear com base no maior gradiente (= máximo comprimento da posição das espécies ao longo dos gradientes individuais independentes), sendo que gradientes $> 4,0$ indicam resposta unimodal, gradientes $< 3,0$ indicam resposta linear e gradientes entre 3,0 e 4,0 indicam a possibilidade dos dois tipos de resposta (Ernst & Rödel 2008). No presente estudo, o comprimento do gradiente do eixo 1 foi 3,956. Assim, em razão da proximidade numérica com o gradiente unimodal, optou-se por avaliar a correlação entre abundância das espécies e descritores ambientais através da Análise de Correspondência Canônica (CCA), que é uma análise direta de gradientes que presume relações unimodais entre espécies e gradientes ambientais. Esta análise foi realizada com auxílio do software CANOCO 4.53 (Ter Braak & Smilauer 2002).

2.2.2. Correlação entre descritores ambientais e a ictiofauna

Primeiramente, como o objetivo era detectar padrões gerais da ictiofauna e havia um grande número de espécies “uniques” e “doubletons” (= espécies representadas por um e dois indivíduos, respectivamente), as espécies representadas por dois ou menos indivíduos na matriz de abundância foram excluídas; a abundância foi transformada em raiz quadrada e foi atribuído menor peso às espécies raras. Como a totalidade de

descritores ambientais superava o máximo permitido para esta análise (que seria o número total de locais menos um, cf. Ter Braak & Smilauer 2002), foram construídas duas matrizes, uma contendo os descritores locais e outra, os de paisagem (detalhados na Tabela 6). Foi realizada uma análise entre espécies x descritores locais e outra análise entre espécies x descritores de paisagem. De cada análise foram selecionados os descritores com valor de $p \geq 0,10$ para uma análise combinada. Esta foi realizada com a mesma matriz de espécies e uma matriz com cinco descritores ambientais (diversidade de ecótone, temperatura, densidade de drenagem, área de mata na micro-bacia e densidade hidrográfica). A matriz de abundância de espécies foi transformada em raiz quadrada e foi atribuído menor peso às espécies raras. A estabilidade e o significado da CCA foram avaliados através do teste de Monte Carlo, um teste não paramétrico que permite a validação da variância encontrada frente à variância simulada em 499 permutações. Estes procedimentos foram realizados com auxílio do software CANOCO 4.53 (Ter Braak & Smilauer 2002).

3. RESULTADOS

3.1. Composição e estrutura da ictiofauna

Foram coletados 6.116 indivíduos e 15,6 kg de peixes distribuídos em seis ordens, 17 famílias e 53 espécies (Tabelas 1-2, Anexos 7 a 11). Dentre a abundância total amostrada, *Hyphessobrycon anisitsi* foi a espécie mais representativa com 20,1% da abundância total, coletada exclusivamente em B2P1, seguida por *Serrapinnus notomelas*, com 17,5% (Tabela 2) sendo que 98% desse total foi coletado em B2P1. No entanto, a contribuição em biomassa dessas duas espécies foi muito pequena, com 4,2% e 2,6% da biomassa total, respectivamente (Tabela 2). Em contraste, *Hoplias malabaricus*, que representou apenas 0,5% da abundância total, foi a mais representativa em biomassa, com 16% do peso total; desta biomassa, 97% foi amostrada no trecho B2P1. *Astyanax altiparanae* foi a segunda espécie em biomassa com 15,8% (Tabela 2). *Poecilia reticulata* foi amostrada apenas nos trechos de matriz de cana-de-açúcar e com baixa representatividade de exemplares, somando 1% na abundância total amostrada (Tabela 2).

Tabela 1. Lista de espécies e táxons superiores dos peixes coletados nos trechos estudados em fragmentos florestais do noroeste paulista. Classificação conforme Buckup *et al.* (2007).

Ordem Characiformes

Família Parodontidae

Apareiodon piracicabae (Eigenmann, 1907)

Parodon nasus Kner, 1859

Família Curimatidae

Cyphocharax vanderi (Fernández-Yépez, 1948)

Família Anostomidae

Leporinus friderici (Bloch, 1794)

Leporinus lacustris Campos, 1945

Leporinus striatus Kner, 1858

Família Crenuchidae

Characidium gomesi Travassos, 1956

Characidium lagosantense Travassos, 1949

Characidium zebra Eigenmann, 1909

Família Characidae

Subfamília Cheirodontinae

Serrapinnus notomelas (Eigenmann, 1915)*

Serrapinnus heterodon (Eigenmann, 1915)*

Subfamília Glandulocaudinae

Planaltina britskii Menezes, Weitzman & Burns, 2003

Subfamília Serrasalminae

Metynnis maculatus (Kner, 1858)*

Characidae *Incertae Sedis*

Astyanax altiparanae Garutti & Britski, 2000

Astyanax fasciatus (Cuvier, 1819)

Bryconamericus stramineus (Eigenmann, 1908)

“*Cheirodon*” *stenodon* Eigenmann, 1915*

Hemigrammus marginatus Ellis, 1911

Hyphessobrycon anisitsi (Eigenmann, 1907)

Hyphessobrycon eques (Steindachner, 1882)

Knodus moenkhausii (Eigenmann & Kennedy, 1903)*

Oligosarcus pintoii Campos, 1945

Piabina argentea Reinhardt, 1866

Moenkhausia sanctaefilomenae (Steindachner, 1907)

Salminus hilarii Valenciennes, 1850

Família Erythrinidae

Hoplias malabaricus (Bloch, 1794)*

Família Lebiasinidae

Continua

Pyrrhulina australis Eigenmann & Kennedy, 1903*

Ordem Siluriformes

Família Callichthyidae

Callichthys callichthys (Linnaeus, 1758)*

Hoplosternum littorale (Hancock, 1828)*

Aspidoras fuscoguttatus Nijssen & Isbrücker, 1976*

Corydoras aeneus (Gill, 1858)*

Família Loricariidae

Subfamília Hypoptopomatinae

Hisonotus francirochai (Ihering, 1928)

Otothyropsis marapoama Ribeiro, Carvalho & Melo, 2005

Subfamília Hypostominae

Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911)*

Hypostomus nigromaculatus (Schubart, 1964)

Família Pseudopimelodidae

Pseudopimelodus aff. *pulcher* (Boulenger, 1887)

Família Heptapteridae

Cetopsorhamdia iheringi Schubart & Gomes, 1959

Imparfinis schubarti (Gomes, 1956)

Phenacorhamdia tenebrosa (Schubart, 1964)

Pimelodella avanhandavae Eigenmann, 1917

Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)*

Família Auchenipteridae

Tatia neivai (Ihering, 1930)

Trachelyopterus sp.

Ordem Gymnotiformes

Família Gymnotidae

Gymnotus carapo Linnaeus, 1758*

Família Sternopygidae

Eigenmannia virescens (Valenciennes, 1842)

Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801)*

Ordem Cyprinodontiformes

Família Poeciliidae

Poecilia reticulata Peters, 1859*

Phalloceros harpagos Lucinda, 2008

Ordem Synbranchiformes

Família Synbranchidae

Synbranchus marmoratus Bloch, 1795*

Ordem Perciformes

Família Cichlidae

Continua

Cichlasoma paranaense Kullander, 1983*
Crenicichla britskii Kullander, 1982
Geophagus brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1824)*
Satanoperca pappaterra (Heckel, 1840)*

* Espécies tolerantes a condições de hipóxia.

Tabela 2. Número total de indivíduos coletados de cada espécie, siglas dos nomes das espécies, abundância relativa, peso total de cada espécie (em gramas) e participação relativa na biomassa total amostrada.

Espécies	Siglas	N	N (%)	BM (g)	BM (%)
<i>Apareiodon piracicabae</i>	Apapir	1	0,0	1,0	0,0
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Aspfus	6	0,1	4,9	0,0
<i>Astyanax altiparanae</i>	Astalt	312	5,1	2.456,8	15,8
<i>Astyanax fasciatus</i>	Astfas	386	6,3	1.355,0	8,7
<i>Bryconamericus stramineus</i>	Brystr	22	0,4	17,4	0,1
<i>Callichthys callichthys</i>	Calcal	2	0,0	11,1	0,1
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	Cetihe	37	0,6	48,3	0,3
<i>Characidium gomesi</i>	Chagom	7	0,1	4,5	0,0
<i>Characidium lagoonense</i>	Chalag	1	0,0	0,3	0,0
<i>Characidium zebra</i>	Chazeb	164	2,7	206,8	1,3
<i>Cheirodon stenodon</i>	Cheste	3	0,0	0,8	0,0
<i>Cichlasoma paranaense</i>	Cicpar	154	2,5	624,2	4,0
<i>Corydoras aeneus</i>	Coraen	18	0,3	54,9	0,4
<i>Crenicichla britskii</i>	Crebri	15	0,2	111,0	0,7
<i>Cyphocharax vanderi</i>	Cypvan	28	0,5	139,0	0,9
<i>Eigenmannia virescens</i>	Eigvir	69	1,1	130,9	0,8
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Geobra	9	0,1	33,5	0,2
<i>Gymnotus carapo</i>	Gymcar	119	1,9	1.212,7	7,8
<i>Hemigrammus marginatus</i>	Hemmar	420	6,9	112,9	0,7
<i>Hisonotus francirochai</i>	Hisfra	1	0,0	0,0	0,0
<i>Hoplias malabaricus</i>	Hopmal	29	0,5	2.496,7	16,0
<i>Hoplosternum littorale</i>	Hoplit	1	0,0	12,3	0,1
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	Hypani	1.230	20,1	649,6	4,2
<i>Hyphessobrycon eques</i>	Hypequ	2	0,0	0,7	0,0
<i>Hypostomus ancistroides</i>	Hypanc	150	2,5	632,2	4,1
<i>Hypostomus nigromaculatus</i>	Hypnig	46	0,8	237,7	1,5
<i>Imparfinis schubarti</i>	Impsch	435	7,1	580,9	3,7
<i>Knodus moenkhausii</i>	Knomo	37	0,6	24,8	0,2

Continua

Continuação Tab. 2

<i>Leporinus friderici</i>	Lepfri	4	0,1	417,3	2,7
<i>Leporinus lacustris</i>	Leplac	1	0,0	9,7	0,1
<i>Leporinus striatus</i>	Lepstr	7	0,1	9,3	0,1
<i>Metynnis maculatus</i>	Metmac	8	0,1	25,3	0,2
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	Moesan	14	0,2	27,0	0,2
<i>Oligosarcus pintoii</i>	Olipin	10	0,2	11,9	0,1
<i>Otothyropsis marapoama</i>	Otomar	64	1,0	13,9	0,1
<i>Parodon nasus</i>	Parnas	3	0,0	23,2	0,1
<i>Phalloceros harpagos</i>	Phahar	6	0,1	0,1	0,0
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	Pheten	6	0,1	1,7	0,0
<i>Piabina argentea</i>	Piaarg	79	1,3	147,2	0,9
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	Pimava	247	4,0	674,4	4,3
<i>Planaltina britskii</i>	Plabri	9	0,1	3,2	0,0
<i>Poecilia reticulata</i>	Poeret	62	1,0	5,6	0,0
<i>Pseudopimelodus pulcher</i>	Psepul	28	0,5	105,5	0,7
<i>Pyrhulina australis</i>	Pyraus	634	10,4	319,5	2,0
<i>Rhamdia quelen</i>	Rhaque	98	1,6	1.748,9	11,2
<i>Salminus hilarii</i>	Salhil	2	0,0	180,0	1,2
<i>Satanoperca pappaterra</i>	Satpap	15	0,2	181,4	1,2
<i>Serrapinnus heterodon</i>	Serhet	20	0,3	5,1	0,0
<i>Serrapinnus notomelas</i>	Sernot	1.072	17,5	397,6	2,6
<i>Sternopygus macrurus</i>	Stemac	15	0,2	102,8	0,7
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Synmar	3	0,0	6,5	0,0
<i>Tatia neivai</i>	Tatnei	4	0,1	4,1	0,0
<i>Trachelyopterus</i> sp.	Trach	1	0,0	3,4	0,0
Total		6.116	100	15.585,6	100,0

Considerando a análise global de similaridade (ANOSIM), não há diferenças na composição das comunidades de cada trecho conforme o uso do solo ($R = 0,42$, $ns = 1,8\%$). Tampouco houve diferenças na composição dos riachos considerando-se o fator posição dos riachos (borda x interior) ($R = -0,028$, $ns = 55,6\%$). Os grupos mais semelhantes, I4L3/B5L2 em matriz de cultura de laranja, e I2C3/I1C2/B4C4 em matriz de cultura de cana-de-açúcar (Fig. 1) refletem a proximidade geográfica entre os trechos amostrados.

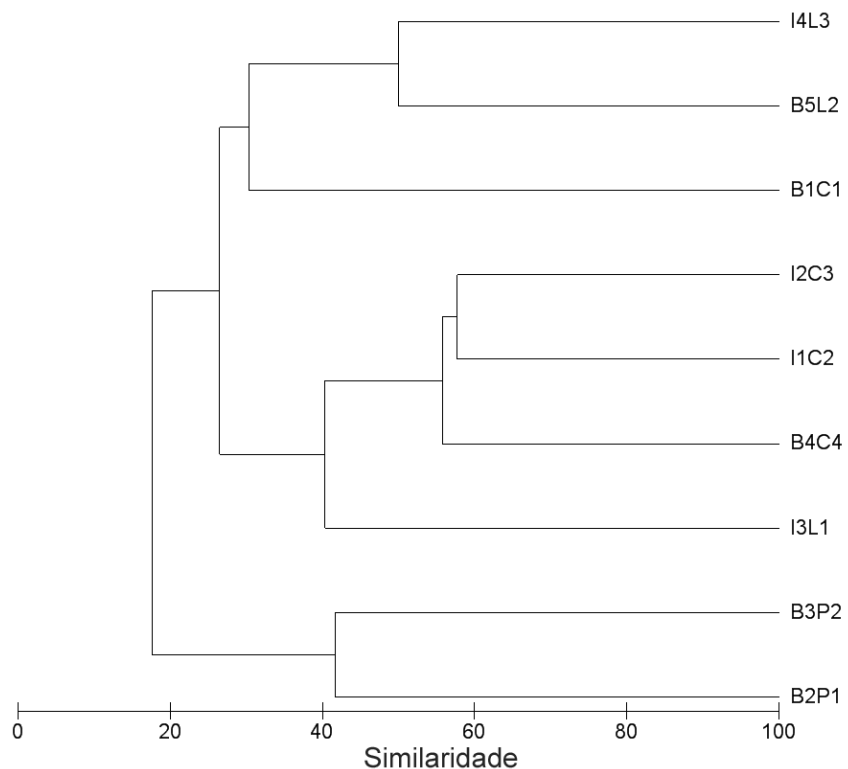


Fig. 1. Dendrograma mostrando a similaridade na composição taxonômica entre os nove trechos estudados, baseado na presença e ausência de dados agrupados por UPGMA, destacando os agrupamentos I4L3/B5L2 e I2C3/I1C2/B4C4.

Os cálculos de ICE e ACE mostram que de uma a dez espécies adicionais poderiam ser registradas, exceto nos trechos I2C3 e I4L3, em que o número de espécies observadas foi praticamente o mesmo que o número estimado (Tabela 3).

Tabela 3. Riqueza observada (Sobs, aleatorizada pelo método de Mau-Tau), riqueza estimada pelo ACE ("abundance coverage based estimator") e pelo ICE ("incidence based estimator") e valores da estatística W nos dois períodos sazonais da ictiofauna amostrada em nove trechos associados a fragmentos de Floresta Estacional Semi-Decidual.

Riachos	Sobs	ACE	ICE	W seco	W chuvoso
B1C1	9	11	11	0,062	0,032
B2P1	16	23	19	-0,034	-0,118
B3P2	23	29	27	-0,088	-0,011
B4C4	21	27	27	-0,084	0,141
B5L2	7	9	10	-0,056	0,039
I1C2	19	30	26	0,167	0,072
I2C3	22	25	24	-0,013	0,131
I3L1	21	25	26	0,000	0,165
I4L3	5	5	5	0,030	-0,020

Os valores de W foram negativos nos trecho de borda B2P1 e B3P2 nos dois períodos sazonais e em B4C4 e B5L2 no período seco (Tabela 3). Dentre os trechos de interior, I2C3 e I4L3 apresentaram valores negativos de W nos períodos seco e chuvoso, respectivamente.

A maior riqueza de espécies foi observada no trecho B3P2. A avaliação dos descritores da comunidade revelou o trecho I2C3 como o de maior diversidade e menor dominância nos dois períodos sazonais (Tabela 4). Os trechos de borda apresentaram maior riqueza e abundância de espécies tolerantes à hipóxia (Tabela 5).

Tabela 4. Descritores da estrutura da ictiofauna: abundância total (N), biomassa (BM, em gramas), riqueza de espécies (S), índices de diversidade de Shannon-Wiener (H', bits) e de dominância de Berger-Parker (d) da ictiofauna em cada um dos nove trechos estudados nos períodos seco e chuvoso.

Descritores	B1C1	B2P1	B3P2	B4C4	B5L2	I1C2	I2C3	I3L1	I4L3
Seco									
N	54	2405	206	224	73	113	275	347	39
BM	638,6	3.583,1	526,9	928,8	203,4	261,7	928,7	1.181,7	156,4
S	6	12	17	15	5	12	17	14	5
H'	0,65	0,61	0,77	0,89	0,49	0,75	1,02	0,71	0,55
d	0,42	0,38	0,46	0,33	0,46	0,4	0,19	0,39	0,53
Chuvoso									
N	77	1213	184	155	78	263	220	136	54
BM	199,7	1.459,0	271,6	724,4	311,0	1.708,3	1.500,0	649,8	354,5
S	8	15	18	19	5	17	20	18	5
H'	0,69	0,71	0,92	1,01	0,48	0,89	1,06	0,99	0,36
d	0,41	0,34	0,32	0,30	0,47	0,32	0,16	0,26	0,75

Tabela 5. Descritores da comunidade em trechos de borda e interior.

Riachos	Riqueza de espécies tolerantes	Abundância relativa de espécies tolerantes (%)
Borda:		
B1C1	6	76
B2P1	9	53
B3P2	10	21
B4C4	10	32
B5L2	2	13
Mediana	9	32
Interior:		
I1C2	8	23
I2C3	7	12
I3L1	5	8
I4L3	2	18
Mediana	6	15

3.2. Relação entre descritores abióticos e ictiofauna

Os dados absolutos e a amplitude de variação dos descritores locais (físico-químicos da água e estruturais do hábitat) e da paisagem estão apresentados na Tabela 6; após seleção prévia, cinco descritores foram utilizados na CCA (Tabela 7). A relação espécies-ambiente foi 71,4% (Tabela 8) e na projeção dos dois primeiros eixos da CCA (Fig. 2), detectou-se que, dentre os descritores abióticos que melhor explicam a estrutura quantitativa da ictiofauna, destacam-se, nesta ordem, “diversidade de ecótono água-terra” ($p=0,004$) e “temperatura” ($p=0,026$), que foram estatisticamente significativos, além do “índice de densidade de drenagem”, “área de mata na micro-bacia” e “distância do trecho amostrado até a nascente”, que posicionados no lado esquerdo do gráfico, explicaram a ocorrência das espécies nos trechos com matriz de cana-de-açúcar e laranja.

Apesar de B5L2 também estar representado no terceiro quadrante, o descritor “área de mata na micro-bacia” determinou a associação de *Characidium zebra*, *Rhamdia quelen*, *Bryconamericus stramineus*, *Hypostomus ancistroides*, *Parodon nasus*, *Astyanax fasciatus*, *Hypostomus nigromaculatus* e *Pseudopimelodus pulcher* aos trechos de interior. Apesar de ter ocorrido em trechos de borda, as maiores abundâncias de *C. zebra* ocorreram nos trechos de interior. Embora *A. fasciatus* e *R. quelen* também tenham sido amostradas no riacho de borda B5L2, as demais espécies estiveram presentes apenas nos trechos de interior de mata e *P. pulcher* foi amostrada exclusivamente em I2C3, sendo que sua ocorrência esteve associada a troncos de árvores presentes em um trecho de corredeira. “Temperatura” foi o único fator ambiental a influenciar as espécies que ocorreram à direita do gráfico e os trechos inseridos em áreas de pastagem.

Tabela 6. Descritores quantitativos locais e da paisagem amostrados nos nove trechos estudados.

Descritores	Abreviatura	Unidade	Min	Max	Média	DP
Locais						
Oxigênio Dissolvido	OD	mg/l	4,3	10,6	7,5	1,3
Condutividade	Cond	μS/cm	24,0	148,0	74,1	38,6
pH	pH	-	6,3	8,7	8,1	0,6
Temperatura	Temp	°C	18,5	23,6	20,4	1,8
Turbidez	Turb	NTU	2,7	55,0	20,6	13,3
Nitrato	Nitrato	mg/l	0,4	3,6	1,0	0,8
Amônia	Amônia	mg/l	0,3	0,9	0,5	0,2
Ortofosfato	Ortof	mg/l	0,0	0,2	0,0	0,1
Carbono inorgânico	IC	mg/l	24,6	120,1	57,0	36,8
Carbono orgânico	NPOC	mg/l	0,8	7,4	3,6	2,2
Área Superficial	A sup	m²	48,6	2.453,7	280,1	581,5
Volume de Hábitat	Volume	m³	9,0	740,1	84,8	176,3
Vazão	Vaz	m³/s	0,0	2,4	0,3	0,6
Diversidade de Ecótone	H'Ecótone	bits	0,1	10,3	1,1	2,5
Diversidade Estrutural Interna	H'Estrutura	bits	0,1	10,8	1,2	2,6
Diversidade de Substrato	H'Substrato	bits	0,0	7,5	0,8	1,8
Paisagem						
Área de mata dentro da micro-bacia	Área mata	km²	0,3	4,8	2,5	1,8
Número de pequenas represas à montante do ponto de coleta	N repr mont	-	0,0	9,0	2,7	3,2
Número de afluentes à montante	N aflue mont	-	1,0	11,0	4,9	4,5
Distância do ponto de coleta até a nascente	Dis tnasc	km	0,6	10,9	4,5	3,7
Extensão dos afluentes à montante	Ext aflu mon	km	0,6	27,8	9,8	10,2
Porcentagem de mata na micro-bacia	%mata	%	5,0	70,5	25,7	19,9
Número de fragmentos na micro-bacia	N fragm	-	1,0	9,0	3,9	3,4
Índice de densidade de drenagem	Dens dren	-	0,003	0,008	0,006	0,002
Distância do ponto de coleta até o canal principal da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos-UGRHI	Dist. UGRHI	km	0,9	90,8	31,8	36,2

Tabela 7. Descritores locais (Temp, temperatura em °C; Ecot, diversidade do ecótono água-terra, calculada pelo índice de Shannon-Wiener) e descritores de paisagem (Dd, densidade de drenagem, em km/km²; Amata, área de mata na bacia, em km²; Dnas, distância até a nascente, em km) em trechos de borda e interior.

Riachos	Temp	Ecot	Dd	Amata	Dnas
Borda:					
B1C1	21,58	0,58	0,47	1,45	2,49
B2P1	23,57	0,10	0,28	0,34	0,58
B2P2	22,63	0,53	0,59	0,82	5,87
B3C4	20,53	0,62	0,78	3,67	9,75
B4L2	19,07	0,67	0,73	0,58	1,84
Mediana	21,58	0,58	0,59	0,82	2,49
Interior:					
I1C2	18,85	0,63	0,72	1,81	2,20
I2C3	19,52	0,63	0,67	4,83	10,92
I3L1	19,72	0,69	0,74	3,85	4,36
I4L3	18,50	0,70	0,84	4,69	2,21
Mediana	19,18	0,66	0,73	4,27	3,29

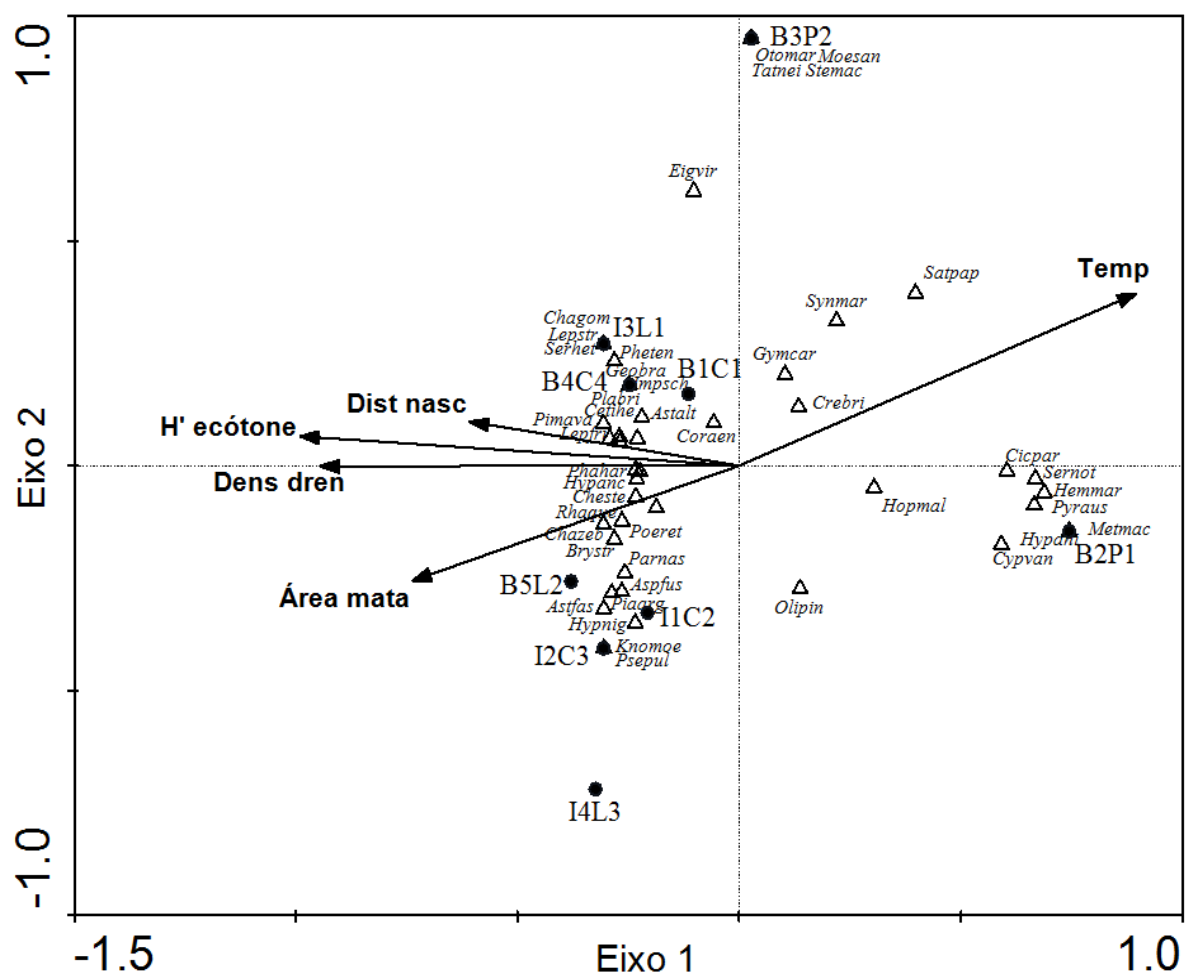


Fig. 2. Diagrama de ordenação representando os dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica, mostrando os trechos de borda (B) em matrizes de pastagem (P), cana-de-açúcar (C) e laranja (L), indicados por círculos pretos; espécies indicadas por triângulos e descritores ambientais por setas. Teste de Monte Carlo com base em 499 permutações indica significância para o eixo 1 ($p = 0,002$). Para abreviatura das espécies vide Tabela 2.

Tabela 8. Sumário da Análise de Correspondência Canônica relacionando espécies e descritores ambientais dos trechos estudados. Em negrito destaca-se o alto valor da relação espécies-ambiente, considerando-se a explicação acumulada para os dois primeiros eixos da análise.

Eixos	1	2	3	4	Inércia total
Autovalores	0,799	0,296	0,212	0,122	1,979
Correlações espécie-ambiente	0,998	0,975	0,951	0,832	-
Percentual cumulativo de variância	-	-	-	-	-
dados de espécies	40,4	55,3	66,1	72,2	-
relação espécies-ambiente	52,1	71,4	85,2	93,2	-
Soma de todos autovalores	-	-	-	-	1,979
Soma de todos os autovalores canônicos	-	-	-	-	1,534

4. DISCUSSÃO

4.1. Composição e estrutura da ictiofauna

O número de espécies registrado neste estudo representa 83% do último inventário realizado na região em que foram registradas 64 espécies em 95 riachos (Casatti *et al.* 2009a). A avaliação da eficiência amostral demonstrou que em alguns trechos a riqueza poderia ser incrementada em até 10 espécies, possivelmente devido ao alto número de espécies com um ou dois indivíduos coletados, consideradas raras, que incrementam as estimativas de riqueza. Dentre estas espécies raras, destaca-se a adição de *Tatia neivai*, uma espécie com hábitos crípticos (Castro *et al.* 2003), e *Trachelyopterus* sp., ao inventário mencionado anteriormente.

A composição das comunidades não mostrou diferenças com relação ao uso do solo e nem à posição dos trechos. A posição dos trechos, embora não represente um

fator significativo sobre a composição da ictiofauna, determina a proporção de indivíduos tolerantes, que parece ser uma característica importante e revelada em outros descritores da comunidade, como será discutido adiante.

As menores abundância e biomassa registradas no período chuvoso contrastam com resultados obtidos na região (Garutti 1988, Casatti 2005, Ferreira & Casatti 2006, Rocha *et al.* 2009). Outros estudos utilizando a pesca elétrica como método de coleta de peixes têm demonstrado menor eficiência do método no período chuvoso, atribuída às maiores vazões e turbidez desse período (Dodds 2002, Ferreira & Casatti 2006), que afetam a área de ação do campo elétrico e visibilidade dos coletores, facilitando a fuga dos peixes (Zalewski & Cowx 1990). Além disso, em um estudo comparando eficiência de diferentes métodos de amostragem, Jurajda *et al.* (2009) observaram a ineficiência da pesca elétrica em amostrar espécies nectônicas em ambientes com maior vazão hídrica. De fato, o presente estudo constatou uma maior dificuldade em amostrar espécies nectônicas no período chuvoso, tendo sido observado a fuga de indivíduos sendo arrastados pela correnteza durante os trabalhos de coleta.

O maior número de valores negativos da estatística W nos riachos de borda indica que nas comunidades de peixes desses locais há predominância de espécies que apresentam alto investimento energético no número da prole e ciclos reprodutivos curtos em detrimento do tamanho corporal. Ambientes impactados apresentam condições instáveis que favorecem a colonização por espécies com tendência *r*-estrategistas, de pequeno porte e ciclo de vida curto, geralmente de hábitos oportunistas, que acabam sendo as mais abundantes nesses ambientes (Clarke & Warwick 1994), assim como o observado por Casatti *et al.* (2006a,b) para riachos degradados localizados em áreas com alta taxa de desmatamento, sugerindo possíveis efeitos do manejo do solo sobre a ictiofauna (Harper *et al.* 2005).

O conceito geral de estabilidade refere-se à capacidade das variáveis de um sistema retornar ao equilíbrio inicial após a ocorrência de um distúrbio, mas ambientes degradados têm essa capacidade diminuída e a recuperação, após um distúrbio, torna-se lenta (Engel & Parrotta 2003). De fato, Oberdorff *et al.* (2001) constataram que a estabilidade de uma comunidade diminui com a variação na riqueza de espécies quando esta é causada por variações no ambiente, que em última instância tornam-se mais intensas com a degradação ambiental. Nesse estudo, I2C3 foi o trecho que apresentou maior estabilidade, sem dominância de uma ou poucas espécies, refletindo a eficiência da mata em proteger esse ambiente dos efeitos das oscilações sazonais, principalmente do aumento da velocidade do fluxo e vazão no período chuvoso (Horwitz 1978).

Embora seja um trecho de hierarquia fluvial de segunda ordem, B3P2 apresentou a maior riqueza dentre os nove riachos. No entanto esse número de espécies foi incrementada por espécies típicas de ambientes mais lênticos (*Trachelyopterus* sp., *Sternopygus macrurus*), além de espécies não-nativas como *Satanoperca pappaterra* (Langeani *et al.* 2005), que passou a ocorrer no Alto Paraná após a construção de Itaipu, mas sua localidade de origem é desconhecida (Júlio *et al.* 2009). Tais espécies ocorrem neste trecho possivelmente favorecidas pelas características abióticas de fluxo lento, maior volume e profundidade (Moyle & Light 1996). Esse trecho apresenta algumas particularidades por ser uma área sujeita a inundações frequentes, com canal encaixado e profundo e árvores na margem que têm suas raízes imersas, servindo de abrigo para diversas espécies de hábito críptico.

A elevada abundância e baixa biomassa relativa de *Hyphessobrycon anisitsi* e *Serrapinnus notomelas*, ambas predominantemente coletadas em B2P1, pode ser explicada pelas características locais desse ambiente. São trechos de baixa qualidade estrutural do habitat, que demonstra efeitos do uso do solo para pastagem; isto é, a

vegetação ripária foi eliminada, transformando-o em uma sucessão de poças rasas e de água mais parada. Ainda, a alta temperatura da água foi mais elevada, a taxa de oxigênio dissolvido foi baixa e a dosagem de nitrogênio amoniacal foi alta. Estas características favorecem o crescimento de macrófitas e algas e, em conjunto, favorecem a ocorrência de espécies mais tolerantes como as citadas acima e de hábito alimentar algívoro, como *Serrapinnus notomelas* (Casatti *et al.* 2003, Casatti *et al.* 2009b, capítulo 2 desta Tese).

Hoplias malabaricus é uma espécie com hábito crepuscular noturno e comportamento alimentar de espreita, cujos indivíduos ocorrem principalmente em poços mais profundo em meio à vegetação marginal (Casatti 2002). Alto valor de biomassa de piscívoros esteve associado a locais impactados com elevada disponibilidade de alimento encontrada em ambientes lóticos com altas temperaturas e taxa de nitrogênio (Rolla *et al.* 2009). É presumível esperar que a elevada biomassa desta espécie, amostrada quase que exclusivamente em B2P1, esteja relacionada à maior oferta de alimento disponível nos poços de B2P1, onde ocorrem cardumes de *Hyphessobrycon anisitsi*, *Serrapinnus notomelas*, *Hemigrammus marginatus* e *Pyrrhulina australis*. Outra explicação pode ser a proximidade com duas represas de médio porte à jusante do trecho amostrado, que se mantêm como possíveis fontes recolonizadoras de indivíduos de maior porte.

Poecilia reticulata, uma espécie exótica abundante em riachos degradados da região (Ferreira & Casatti 2006, Casatti *et al.* 2009, Rocha *et al.* 2009), ocorreu em baixa abundância e exclusivamente nos trechos com matriz de cana-de-açúcar. A espécie é nativa da Venezuela e foi introduzida no sul da América do Sul para controle de larvas de mosquitos transmissores de doenças (Casatti *et al.* 2009 e referências). Seu sucesso de colonização deve-se possivelmente à sua capacidade de sobreviver em

condições de hipóxia e mudanças bruscas de condições, conferindo-lhe a característica de ser abundante em ambientes degradados (Casatti *et al.* 2009 e suas referências). A importância relativa extremamente baixa em termos de abundância nos trechos estudados pode sugerir que, de alguma forma, há mecanismos que promovem menor habilidade à instalação desta espécie, uma vez que em muitos riachos desflorestados próximos àqueles estudados sua abundância relativa pode superar 60% (obs. pessoal).

4.2. Relação entre descritores abióticos e ictiofauna

A diversidade estrutural no ecótono água-terra é dada principalmente pelo adensamento de raízes finas de grandes árvores e arbustos que emergem dos barrancos, formando uma estrutura em rede que fica submersa às margens dos riachos; esta rede funciona como abrigo para indivíduos de espécies com hábitos crípticos e comportamento alimentar de espreita, além de ser usado também por espécies nectônicas (Renato Romero, com. pess.). A ocorrência dessa estrutura foi observada nos riachos de interior de mata e associada, por isso, a riachos mais conservados. As espécies associadas a este descritor, como aos demais plotados no quadrante esquerdo do diagrama da CCA, são, em sua maioria, menos tolerantes à degradação física e utilizam micro-habitats específicos nos riachos. Por exemplo, *Characidium zebra* é uma espécie reofílica, cujos indivíduos se encontram predominantemente em corredeiras e se alimentam de larvas de insetos aquáticos (Casatti *et al.* 2001); *Hypostomus nigromaculatus* é também reofílica e os indivíduos se alimentam da matéria aderida às rochas e outros substratos presentes em corredeiras (capítulo 2 desta Tese).

A temperatura foi um fator ambiental que mostrou associação com a posição dos riachos, que pode ser explicado pelo fato que a ausência de vegetação em uma das

margens promove o aumento da temperatura da água. Mesmo não incluídas no modelo, outras co-variáveis, como a maior taxa de sedimento fino depositado e alta taxa de amônia na água, podem ser fatores que explicam a abundância de *Satanoperca pappaterra*, *Cichlasoma paranaense*, *Symbranchus marmoratus*, *Gymnotus carapo*, *Serrapinnus notomelas* e *Hemigrammus marginatus* nestes riachos de borda. São espécies consideradas mais tolerantes e com habilidade para viver em ambientes impactados (Bozzetti & Schulz 2004, Casatti *et al.* 2009).

A posição dos trechos, embora não represente um fator significativo sobre a composição da ictiofauna, quando decomposta em fatores ecológicos que ela embute (p. ex., temperatura, concentração de amônia) representaria um filtro ambiental, determinando a proporção de indivíduos tolerantes. Houve variação sazonal nos descritores da comunidade com aumento geral na riqueza no período chuvoso, mas diminuição da abundância e biomassa, possivelmente causada pelo aumento da turbidez e do volume que dificultaram a amostragem. Nossos resultados ainda reforçam a importância da manutenção de vegetação ripária em ambas as margens dos riachos para que as funções de proteção, provimento de recursos e tamponamento desempenhados por esta vegetação sejam mantidas.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allan, J. D. & A. S. Flecker. 1993. Biodiversity conservation in running waters: identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems. *Bioscience*, 43: 32-43.
- Anbumozhi, V., J. Radhakrishnan & E. Yamaji. 2005. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. *Ecological Engineering*, 24: 517-523.
- Aranha, J. M. R., D. F. Takeuti & T. Yoshimura. 1998. Habitat use and food partitioning of the fishes in a coastal stream of Atlantic Forest, Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, 46(4): 951-959.
- Araújo, R. B. & V. Garutti. 2003. Ecology of a stream from upper Paraná river basin inhabited by *Aspidoras fuscoguttatus* Nijssen and Isbrücker, 1976 (Siluriformes, Callichthyidae). *Brazilian Journal of Biology*, 63: 363-372.
- Barbosa, O. & P. A. Marquet. 2002. Effects of forest fragmentation on the beetle assemblage at the relict forest of Fray Jorge, Chile. *Oecologia*, 132: 296-306.
- Bianconi, G. V., S. B. Mikich & W. A. Pedro. 2004. Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em remanescentes florestais do município de Fênix, noroeste do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21: 943-954.
- Bolger, D.T., A. V. Suarez, K. R. Crooks, S. A. Morrison & T. J. Case. 2000. Arthropods in urban habitat fragments in southern California: area, age, and edge effects. *Ecological Applications*, 10: 1230-1248.
- Bozzetti, M. & U. H. Schulz. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 529: 133-144.

- Buckup, P. A., N. A. Menezes & M. S. Ghazzi. 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Série Livros 23, Museu nacional, Rio de Janeiro, 195 p.
- Carvalho, A. R., F. H. M. Schlitter & V. L. Tornisiello. 2000. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. Química Nova, 23(5): 618-622.
- Casatti, L., F. Langeani & R. M. C. Castro. 2001. Peixes de riachos do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, SP. Biota Neotropica, 1
<http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?inventory+BN0020112200>
1
- Casatti, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. Biota Neotropica, 2(2):
<http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/abstract?article+BN02502022002>
- Casatti, L. 2005. Comunidade de peixes em um riacho de primeira ordem no sudeste do Brasil: distribuição longitudinal, sazonalidade e diversidade de micro-habitats. Biota Neotropica, 5(1):
<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?article+BN02505012005>
- Casatti, L., H. F. Mendes & K. M. Ferreira. 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. Brazilian Journal of Biology, 63(2): 213-222.
- Casatti, L., A. M. Silva, F. Langeani & R. M. C. Castro. 2006a. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. Brazilian Journal of Biology, 66: 681-696.
- Casatti, L., F. Langeani & C. P. Ferreira. 2006b. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. Environmental Management, 38: 974-982.

- Casatti, L., C. P. Ferreira & F. R. Carvalho. 2009a. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basin. *Hydrobiologia*, 632: 273-283.
- Casatti, L., C. P. Ferreira & F. Langeani. 2009b. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623: 173-189.
- Castro, R. M. C., L. Casatti, H. F. Santos, K. M. Ferreira, A. C. Ribeiro, R. C. Benine, G. Z. P. Dardis, A. L. A. Melo, R. Stopiglia, T. X. Abreu, F. A. Bockmann, M. Carvalho, F. Z. Gibran & F. C. T. Lima. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. 3:1
<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN01703012003>
- Ceneviva-Bastos, M. & L. Casatti. 2007. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Iheringia*, 97(1): 7-15.
- Chao, A., M. C. Ma & M. C. K. Yang. 1993. Stopping rules and estimation for recapture debugging with unequal failure rates. *Biometrika*, 80: 193-201.
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth, Plymouth Marine Laboratory, 144 p.
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Segunda Edição. PRIMER-E: Plymouth.
- Clarke, K. R. & R. N. Gorley. 2006. PRIMER v6: User manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth, 189 p.
- Colwell, R. K. 2004. EstimateS Version 7: Statistical estimation of species richness and shared species from samples [Software user's guide].

- Corbi, J. J., S. Trivinho-Strixino, A. Santos & M. Del Grande. 2006. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). *Química Nova*, 29: 61-65.
- Corbi, J. J. & S. Trivinho-Strixino. 2008. Relationship between sugar cane cultivation and stream macroinvertebrate communities. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 51(4): 769-779.
- Corbi, J. J., S. Trivinho-Strixino & A. Santos. 2008. Environmental evaluation of metals in sediments and dragonflies due to sugar cane cultivation in Neotropical streams. *Water Air Soil Pollut*, 195: 325-333.
- Dodds, W. K. 2002. *Freshwater ecology – Concepts and environmental applications*. Academic Press, San Diego, CA, 569 p.
- Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A. H. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny & C. A. Sullivan. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2): 163-182.
- Ernst, R. & M. O. Rödel. 2008. Patterns of community composition in two tropical tree frog assemblages: separating spatial structure and environmental effects in disturbed and undisturbed forests. *Journal of Tropical Ecology*, 24: 111-120.
- Ferreira, C. P. & L. Casatti. 2006. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 32: 642-651.
- Garutti, V. 1988. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do Estado de São Paulo, bacia do Rio Paraná. *Revista Brasileira de Biologia*, 48(4): 747-759.

- Godefroid, S. & N. Koedam. 2003. How important are large vs. small forest remnants for the conservation of the woodland flora in an urban context? *Global Ecology & Biogeography*, 12: 287-298.
- Guirado, M., J. Pino & F. Roda. 2006. Understorey plant species richness and composition in metropolitan forest archipelagos: effects of forest size, adjacent land use and distance to the edge. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 50-62.
- Hargis, C. D., J. A. Bissonette & D. L. Turner. 1999. The influence of forest fragmentation and landscape pattern on American martens. *Journal of Applied Ecology*, 36: 157-172.
- Harper, K. A., S. E. Macdonald, P. J. Burton, J. Chen, K. D. Brososke, S. C. Saunders, E. S. Euskirchen, D. Roberts, M. S. Jaiteh & P. A. Esseen. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 19: 768-782.
- Horwitz, R. J. 1978. Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. *Ecological Monographs*, 48(3): 307-321.
- Júlio, H. F. Jr., C. D. Tós, A. A. Agostinho & C. S. Pavanelli. 2009. A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper Rio Paraná basin. *Neotropical Ichthyology*, 7(4): 709-718.
- Junk, W. J. 2007. Freshwater fishes of South America: Their biodiversity, fisheries, and habitats - a synthesis. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 10(2): 228-242.
- Jurajda, P., M. Janac, S. M. White & M. Ondrackova. 2009. Small – but not easy: Evaluation of sampling methods in floodplain lakes including whole-lake sampling. *Fisheries Research*, 96(1): 102-108.

- Engel, V. L. & J. A. Parrotta. 2003. Definindo restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. Pp. 3-25, In: Kageyama, P. Y., R. E. Oliveira, L. F. D. Moraes, V. L. Engel & F. B. Gandara (orgs.). Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, Botucatu, 340 p.
- Kramer, D. L. & J. P. Mehegan. 1981. Aquatic surface respiration, an adaptive response to hypoxia in the guppy, *Poecilia reticulata* (Pisces, Poeciliidae). *Environmental Biology of Fishes*, 6: 299-313.
- Laakkonen, J., R. N. Fischer, & T. J. Case. 2001. Effect of land cover, habitat fragmentation and ant colonies on the distribution and abundance of shrews in southern California. *Journal of Animal Ecology*, 70: 776-788.
- Langeani, F., L. Casatti, H. S. Gameiro, A. B. Carmo & D. C. Rossa-Feres. 2005. Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 3(2): 305-311.
- Langeani, F., R. M. C. Castro, O. T. Oyakawa, O. A. Shibatta, C. S. Pavanelli & L. Casatti. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: Composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, 7(3):
<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn03407032007>
- Lee, S. M. & A. Chao. 1994. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. *Biometrics*, 50:88-97.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. United Kingdom, Blackwell Publishing, 256 p.
- McAleece, N., P. J. D. Lamshead, G. L. J. Paterson & J. G. Gage. 1997. *Biodiversity professional. Beta-Version*. London. The Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Sciences.

- Moyle, P. B. & T. Light. 1996. Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation*, 78: 149-161.
- Nakamura, F. & H. Yamada. 2005. Effects of pasture development on the ecological functions of riparian forests in Hokkaido in northern Japan. *Ecological Engineering*, 24(5): 539-550.
- Nalon, M. A., I. F. A. Mattos & G. A. D. C. Franco. 2008. Meio físico e aspectos da fragmentação da vegetação. Pp. 17-21. In: Rodrigues, R. R. & V. L. R. Bononi (Orgs.). *Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo* Secretaria do Meio Ambiente e Instituto de Botânica, 248 p.
- Noss, R., B. Csuti & M. J. Groom. 2006. Habitat fragmentation. Pp. 213-251. In: Groom, M. J., G. K. Meffe, C. R. Carroll and contributors (Eds.). *Principles of conservation biology*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, 779 p.
- Oberdorff, T., B. Hugueny & T. Vigneron. 2001. Is assemblage variability related to environmental variability? An answer for riverine fish. *Oikos*, 93: 419-428.
- Ribon, R., J. E. Simon & G. T. Mattos. 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology*, 17: 1827-1839.
- Rocha, F. C., L. Casatti & D.C. Pereira. 2009. Structure and feeding of a stream fish assemblage in Southeastern Brazil: evidence of low seasonal influences. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 21(1): 123-134.
- Rolla, A. P. P. R., K. E. Esteves & A. O. Ávila-da-Silva. 2009. Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). *Neotropical Ichthyology*, 7(1): 65-76.

- Ross, K. A., B. J. Fox & M. D. Fox. 2002. Changes to plant species richness in forest fragments: fragment age, disturbance and fire history may be as important as area. *Journal of Biogeography*, 29: 749-765.
- Silva, M. A., M. A. Nalon, F. J. N. Kronka, C. A. Alvares, P. B. Camargo & L. A. Martinelli. 2007. Historical land-cover/use in different slope and riparian buffer zones in watersheds of the State of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola*, 64(4): 325-335.
- Ter Braak, C. J. F. & P. Smilauer. 2002. CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA), 500 p.
- Zalewski, M. & I. G. Cowx. 1990. Factors affecting the efficiency of electric fishing. Pp. 89-111, In: I. G. Cowx & P. Lamarque (Eds.). *Fish with electricity: Applications in freshwater fisheries management*. Oxford, 243 p.

CAPÍTULO 2

Influências espaciais e sazonais na dieta e a
estrutura trófica da ictiofauna de riachos
associados a fragmentos florestais

RESUMO

No presente estudo, realizado em nove trechos associados a fragmentos florestais no noroeste do Estado de São Paulo, foi verificado se a estrutura trófica da ictiofauna apresenta variação espaço-temporal. A dimensão espacial foi avaliada entre trechos de borda e interior e a temporal em dois períodos sazonais (seco e chuvoso). Foram analisados os conteúdos gástricos de 638 peixes (300 do período seco e 338 do período chuvoso), sendo 20 espécies provenientes do conjunto de trechos de borda (B1C1, B2P1, B3P2, B4C4, B5L2) e 12 de riachos de interior (I1C2, I2C3, I3L1, I4L3). Houve alta dissimilaridade espacial e sazonal na dieta ($> 80\%$), evidenciada a partir da análise de seis espécies comuns aos trechos de borda e de interior de mata (*Astyanax altiparanae*, *Astyanax fasciatus*, *Hypostomus ancistroides*, *Imparfinis schubarti*, *Pimelodella avanhandavae* e *Rhamdia quelen*), bem como pela análise de todas as espécies examinadas. Houve maior contribuição de invertebrados terrestres nos trechos de interior, onde também foi registrada maior biomassa de invertívoros. Este grupo trófico, juntamente com os invertívoros terrestres, esteve associado à porcentagem de mata na micro-bacia e à diversidade estrutural interna do hábitat. Os algívoros foram registrados somente nos trechos de borda, que demonstraram alta concentração de amônia. Houve maior participação de detritos no período seco, contrapondo com maior abundância de invertebrados terrestres no período chuvoso, demonstrando a importância da vegetação no tamponamento e fornecimento de energia alóctone aos ambientes de riachos. Estes resultados indicam que a ausência de vegetação ripária em uma das margens dos riachos já é suficiente pra promover alterações substanciais na estrutura trófica da ictiofauna.

Palavras-chave: material alóctone, efeito de borda, tamponamento, vegetação ripária, itens alimentares.

ABSTRACT

In this study, conducted in nine streams associated with forest fragments in the northwestern São Paulo state, we verified whether the trophic structure of fish fauna present spatial-temporal variation. The spatial dimension was assessed between interior and edge streams and the temporal dimension in two seasonal periods (dry and wet). Stomach contents of 638 fish (300 of the dry season and 338 of the wet season) of 20 species of edge streams (B1C1, B2P1, B3P2, B4C4, B5L2) and 12 of interior streams (I1C2, I2C3, I3L1, I4L3) were analyzed. High spatial and seasonal dissimilarity in the diet ($> 80\%$) was verified, as evidenced by the analysis of six common species edge and interior (*A. altiparanae*, *Astyanax fasciatus*, *Hypostomus ancistroides*, *Imparfinis schubarti*, *Pimelodella avanhandavae*, and *Rhamdia quelen*) as also by the analysis with all species. Greater contribution of terrestrial invertebrates was registered in interior streams, which also had a greater biomass of invertivorous fishes. This trophic group, together with the terrestrial invertivores, was associated with the percentage of vegetation in the watershed and with the instream habitat diversity. The algivores were recorded only in the edge streams, which showed a high concentration of ammonia. There was increased participation of detritus in the dry season, contrasting with higher abundance of invertebrates during the rainy season, demonstrating the importance of vegetation in buffer and supplying allochthonous stream environments. These results indicate that the lack of riparian vegetation on the stream banks is enough to promote substantial changes in the trophic structure of fish fauna.

Keywords: allochthonous material, edge effect, riparian vegetation, food items.

1. INTRODUÇÃO

Peixes de riachos estão expostos a mudanças na disponibilidade de alimento que oscilam espacial e sazonalmente. Flutuações sazonais alteram fatores químicos e estruturais que interferem na oferta de itens alimentares (Esteves & Aranha 1999, Deus & Petrere-Junior 2003), assim como a geografia (Covich 1988 *apud* Esteves & Aranha 1999), a hierarquia fluvial (Vannote *et al.* 1980) e a presença da vegetação ripária, que parece ser uma importante fonte de energia para ecossistemas lóticos (Rezende & Mazzoni 2005, Uieda & Motta 2007).

Diversos estudos indicam que em riachos florestados de baixa ordem a principal fonte de energia é de origem alóctone (Gregory *et al.* 1991, Uieda & Kikuchi 1995, Rezende & Mazzoni 2005, Abilhoa *et al.* 2008, Esteves *et al.* 2008). No entanto, outros demonstram os invertebrados aquáticos como principal item da dieta de peixes de riachos (Casatti 2002, Abilhoa *et al.* 2008). Qualquer que seja a explicação mais adequada, diversos atributos da estrutura trófica de riachos têm sofrido influência de alterações de origem antrópica, tendo como resultado, por exemplo, a dominância de espécies com hábitos mais generalistas (Goldstein & Simon 1999, Pusey & Arthington 2003, Casatti *et al.* 2006).

A região noroeste do Estado de São Paulo tem sofrido nos últimos anos forte pressão agropecuária e, principalmente, da indústria sucro-alcooleira (Nascimento 2005), o que têm levado ao desmatamento de extensas áreas. Para ilustrar a severidade deste desmatamento, os remanescentes florestais das UGRHIs do São José dos Dourados e Turvo-Grande representam 3,6% da área total, que se encontram fragmentados e restritos a poucas unidades de conservação ou reservas legais (Nalon *et al.* 2008). Nesta região, muitos riachos apresentam-se desprovidos de vegetação ripária

(Casatti *et al.* 2006, Ferreira & Casatti 2006, Ceneviva-Bastos & Casatti 2007, Casatti *et al.* 2009a, b) e os fragmentos florestais remanescentes normalmente ou não possuem corpos d'água em seus interiores ou estes estão confinados às bordas dos fragmentos. O presente estudo foi idealizado em razão da necessidade de compreender o que representam os fragmentos florestais remanescentes em regiões impactadas pela agricultura para a dimensão trófica da ictiofauna de riachos. As hipóteses são que a dieta dos peixes oscila ao longo dos períodos sazonais e que a estrutura trófica das comunidades dos riachos de borda é diferente das comunidades dos riachos do interior da mata, influenciado pelas variações dos fatores abióticos nessas duas áreas.

Os objetivos específicos foram responder às seguintes questões:

- (i) Há diferenças na dieta de peixes de trechos de riachos associados a remanescentes florestais quanto à posição dos riachos (borda x interior) e à sazonalidade (períodos de seca e chuva)?
- (ii) Qual a composição específica dos grupos tróficos?
- (iii) Há influência de fatores abióticos (em escala local e de paisagem) nos grupos tróficos?

2. MATERIAL E MÉTODOS

Os peixes foram coletados conforme procedimentos descritos no item 4 (Metodologia geral) desta Tese. A dieta dos peixes foi avaliada por meio da análise dos conteúdos estomacais de cinco a 20 exemplares de cada espécie, sendo idealmente dez selecionados do período seco e dez do chuvoso. Após a tomada do comprimento padrão e pesagem de cada exemplar, os estômagos foram removidos e os itens alimentares foram triados e identificados, buscando a resolução taxonômica menos inclusiva

possível. A literatura utilizada para a identificação dos itens alimentares foi Chu (1949), Bicudo & Bicudo (1970), Borror & DeLong (1988), Merritt *et al.* (2008) e Costa *et al.* (2006). Especialistas foram consultados para confirmar a identidade taxonômica de algas e insetos.

Para cada item foi calculada a frequência de ocorrência (Gelwick & Matthews 1996) e a dominância (Hynes 1950), esta dada como a porcentagem do número de vezes em que o item ocupa o maior volume de cada estômago em função do número total de exemplares analisados. Foi também calculada a composição percentual por número (Gelwick & Matthews 1996) para os itens alimentares agrupados (algas/perifíton, vegetais superiores, invertebrados terrestres, invertebrados aquáticos, fragmentos animais de origem indeterminada, detrito/matéria orgânica e peixes). Os valores destes descritores da dieta foram utilizados nas análises de agrupamento, determinação dos grupos tróficos e análises de ordenação.

2.1. Influência da posição dos trechos e da sazonalidade

Para investigar se a similaridade da dieta dos peixes variou conforme a posição dos trechos (interior e borda de fragmentos) ou a sazonalidade (período chuvoso e seco) foi realizada uma análise de agrupamento, sendo que a similaridade foi calculada com o coeficiente de Bray-Curtis e posterior agrupamento por UPGMA, desenvolvida no programa estatístico PRIMER 6.0 (Clarke & Gorley, 2006). Esta análise foi restrita às espécies comuns aos trechos de borda (B1C1, B2P1, B3P2, B4C4, B5L2) e interior (I1C2, I2C3, I3L1, I4L3). Foi construída uma matriz (linhas = itens alimentares; colunas = espécies) com os dados de FO x D/100 (FO = frequência de ocorrência; D = dominância) para as espécies *Astyanax altiparanae*, *Astyanax fasciatus*, *Hypostomus*

ancistroides, *Imparfinis schubarti*, *Pimelodella avanhandavae* e *Rhamdia quelen*. Em seguida, foi aplicada a rotina Simper neste mesmo programa para determinar quais os itens alimentares mais importantes para cada conjunto amostral (trechos de borda x interior; períodos seco x chuvoso), com nível de significância menor que 5% pelo teste de Mann-Whitney. Para averiguar se as diferenças esperadas poderiam ser estendidas ao restante da comunidade, esta mesma análise foi conduzida com todas as espécies que tiveram número suficiente de exemplares para o estudo da dieta.

2.2. Determinação da composição dos grupos tróficos dos trechos de borda e de interior

Esta análise foi restrita às espécies representadas por mais de cinco exemplares coletadas apenas no período chuvoso, supondo que neste período há maior oferta alimentar para transformação em biomassa íctica (Uieda & Kikuchi 1995). Primeiramente, o grupo trófico de cada espécie foi determinado pela identificação dos itens mais representativos na dieta, isto é, aqueles que apresentaram maior frequência de ocorrência e dominância, de acordo com a proposta de Bennemann *et al.* (2006).

Para obter a composição específica dos grupos tróficos de cada grupo de riacho, foi utilizada a composição percentual em números dos itens alimentares agrupados (algas/perifíton, vegetais superiores, invertebrados terrestres, invertebrados aquáticos, fragmentos animais de origem indeterminada, detrito/matéria orgânica e peixes) de todas as espécies analisadas nos trechos de borda e de interior (7 itens x 23 espécies na borda; 7 itens x 14 espécies no interior). No programa estatístico PRIMER 6.0 (Clarke & Gorley 2006), estas matrizes foram transformadas em $\log(x+1)$ para cálculo da similaridade pelo coeficiente de Bray-Curtis e posterior Análise de Escalonamento

Multidimensional Não Métrica (NMDS). Nesta técnica, objetos ou espécies são ordenados de acordo com a semelhança que apresentam. A robustez da análise é representada por valores de *stress*; quanto mais próximo a zero, mais fidedigna é a representação gráfica obtida (Clarke & Gorley 2006). Nas representações gráficas da NMDS, os grupos tróficos identificados para cada espécie foram plotados *a posteriori*.

2.3. Influência de descritores abióticos nos grupos tróficos

Após determinar a composição de espécies de cada grupo trófico em cada trecho de riacho, foi construída a matriz de biomassa (colunas: grupos tróficos; linhas: riachos) que serviu para averiguar as relações entre a ictiofauna e os descritores abióticos em riachos de borda e interior. Isto foi realizado por meio da Análise de Correspondência Canônica (CCA) no software CANOCO 4.5 (Ter Braak & Smilauer 2002). A matriz definitiva de descritores abióticos foi definida após várias simulações com descritores locais e de paisagem investigados no Capítulo 1 desta Tese. Foram mantidos os de maior significado estatístico e que mais contribuíram para explicar a ocorrência os grupos tróficos presentes. As matrizes de biomassa e de descritores abióticos sofreram transformação logarítmica $\ln(Ay+B)$, sendo $A=10$ e $B=1$; a significância de cada eixo foi determinada por meio do teste de Monte Carlo (199 permutações).

3. RESULTADOS

3.1. Exemplos examinados

Foram analisados os conteúdos gástricos de 638 peixes (300 do período seco e 338 do período chuvoso) de espécies que apresentaram o mínimo de cinco exemplares (Tabela 1).

3.2. Influência da posição dos riachos e da sazonalidade

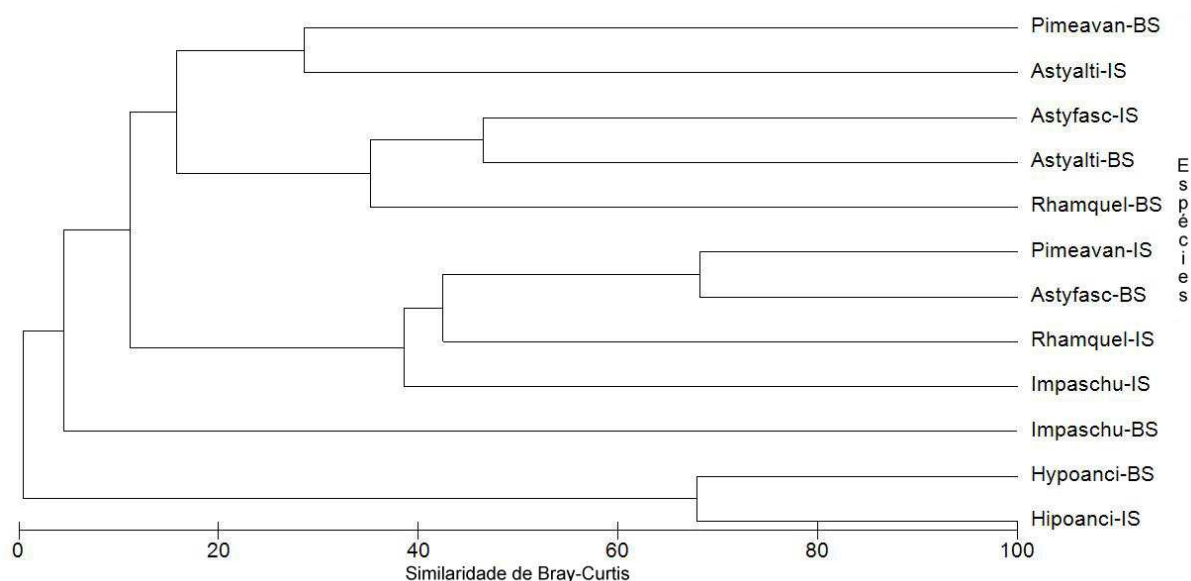
Houve alta dissimilaridade espacial e sazonal na dieta das seis espécies comuns aos trechos de borda e de interior de mata (Fig. 1). Os resultados da avaliação de similaridade percentual (Simpser) indicaram que a dissimilaridade espacial na dieta foi de 86% e a sazonal de 84%. Tanto espacial quanto sazonalmente, o item que melhor explica as diferenças na dieta das espécies examinadas foi detrito (que no presente estudo pode ser identificado como itens orgânicos muito fragmentados, de origem indeterminada), seguido por fragmentos de insetos terrestres e aquáticos e vegetais superiores (Tabelas 2-3). As maiores contribuições de detrito foram nos trechos de borda e no período seco. Os fragmentos de insetos terrestres foram notadamente mais importantes para a dieta dos peixes de trechos de interior de mata, enquanto que as diferenças sazonais deste item foram pouco expressivas. Nos trechos de interior, a biomassa destas espécies foi maior do que nos riachos de borda (Fig. 2).

A análise global da dieta, incluindo as demais espécies de cada conjunto amostral, também indicou diferenças sazonais, sendo que, para os riachos de borda, a dissimilaridade nos itens alimentares foi de 88% e, para os trechos de interior, essa dissimilaridade foi de 83%. Detrito foi novamente o item que mais contribuiu para a

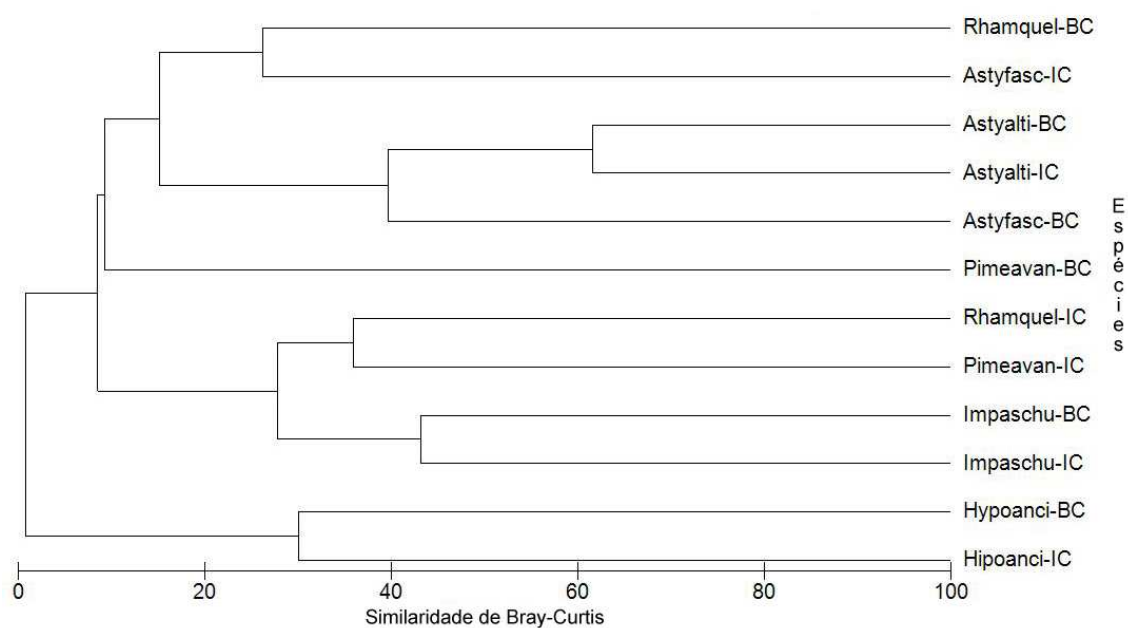
dissimilaridade sazonal, tanto nos riachos de borda (Tabela 4) quanto nos de interior de mata (Tabela 5). Em seguida, o item fragmentos de insetos aquáticos se apresentou mais importante no período seco, especialmente nos trechos de interior, ao contrário de fragmentos de insetos terrestres e vegetais superiores, que foram mais expressivos no período chuvoso; a porcentagem de contribuição de fragmentos de insetos terrestres, em particular, foi maior nos trechos de interior de mata (Tabelas 4-5). As algas foram itens importantes nos trechos de borda, mas demonstraram contribuição mínima à dieta dos peixes de trechos de interior (Tabelas 4-5).

Tabela 1. Classificação taxonômica (segundo Buckup *et al.* 2007), siglas, grupos tróficos e número de exemplares de peixes examinados e com conteúdo procedentes de trechos associados a fragmentos florestais (borda e interior) no noroeste do estado de São Paulo nos períodos seco e chuvoso.

Famílias e espécies	Siglas	Grupo Trófico	Borda		Grupo Trófico	Interior	
			Seco	Chuvoso		Seco	Chuvoso
Curimatidae							
<i>Cyphocharax vanderi</i> (Fernández-Yépez, 1948)	Cypvan	detritívoro	10	10	-	-	-
Crenuchidae							
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	Chazeb	-	-	-	Inver. aquático	5	10
Characidae							
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	Astalt	onívoro	10	10	onívoro	9	10
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Astfas	onívoro	10	10	Inver. terrestre	10	10
<i>Bryconamericus stramineus</i> (Eigenmann, 1908)	Brystr	-	-	-	Inver. aquático	4	9
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	Hemmar	Inver. terrestre	9	10	-	-	-
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Steindachner, 1882)	Hypani	onívoro	10	10	-	-	-
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1882)	Moesan	Inver. terrestre	7	5	-	-	-
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	Piaarg	onívoro	-	5	onívoro	10	10
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	Serhet	Inver. aquático	-	7	Inver. aquático	-	10
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	Sernot	algívoro	10	10	-	-	-
Lebiasinidae							
<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1909	Pyraus	Inver. terrestre	-	10	-	-	-
Callichthyidae							
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	Coraen	onívoro	-	7	Inver. aquático	5	3
Loricariidae							
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	Hypanc	detritívoro	8	10	detritívoro	8	10
<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)	Hypnig	-	-	-	detritívoro	7	9
<i>Otothyropsis marapoama</i> Ribeiro, Carvalho & Gomes, 2006	Otomar	detritívoro	5	10	-	-	-
Heptapteridae							
<i>Cetopsorhamdia iheringii</i> Schubart & Gomes, 1996	Cetihe	Inver. aquático	9	9	-	-	-
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	Impsch	Inver. aquático	10	10	Inver. aquático	10	9
<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917	Pimava	carnívoro	9	10	carnívoro	7	10
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Rhaque	Inver. aquático	10	8	Inver. aquático	10	7
Pseudopimelodidae							
<i>Pseudopimelodus aff. pulcher</i> (Boulenger, 1887)	Psepul	-	-	-	Inver. aquático	4	8
Gymnotidae							
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	Gymcar	Inver. aquático	10	10	-	-	-
Sternopygidae							
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	Eigvir	Inver. aquático	10	10	-	-	-
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1901)	Stemac	Inver. aquático	5	6	-	-	-
Poeciliidae							
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	Poeret	detritívoro	-	10	Inver. aquático	6	6
Cichlidae							
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	Cicpar	onívoro	8	6	-	-	-
<i>Satanoperca pappaterra</i> (Heckel, 1840)	Satpap	onívoro	8	5	-	-	-



Seco



Chuvoso

Fig. 1. Dendrograma de similaridade da dieta entre os pares de espécies comuns aos trechos associados à borda (B) e ao interior (I) de fragmentos estudados no noroeste paulista, nos períodos seco (S) e chuvoso (C). Coeficiente de similaridade de Bray-Curtis e agrupamento por UPGMA. Asyalti, *Astyanax altiparanae*; Astyasc, *Astyanax fasciatus*, Hypoanci, *Hypostomus ancistroides*; Impaschu, *Imparfinis schubarti*; Pimeavan, *Pimelodella avanhandavae*; Rhamque, *Rhamdia quelen*.

Tabela 2. Itens alimentares principais dos estômagos das seis espécies comuns aos riachos de borda e interior analisados segundo a posição dos trechos, frequência de ocorrência x dominância (valores médios) em cada grupo (interior e borda), dissimilaridade média \pm desvio padrão da dissimilaridade entre os trechos, porcentagem de contribuição de cada item e porcentagem cumulativa dos itens.

Itens*	FO x D Interior	FO x D Borda	Dissimilarida de média	Contribuição (%)	Contribuição cumulativa (%)
Detritos	6,35	15,08	15,98 \pm 0,60	18,63	18,63
Fragmentos de insetos terrestres	10,10	4,79	13,96 \pm 0,76	16,28	34,91
Fragmentos de insetos aquáticos	9,80	5,75	13,23 \pm 1,01	15,42	50,33
Vegetais superiores	3,78	3,75	7,53 \pm 0,60	8,78	59,11
Fragmentos animais	0,56	3,12	4,16 \pm 0,63	4,85	63,96
Matéria orgânica	0,73	2,23	3,63 \pm 0,62	4,23	68,19

*Lista dos itens que somaram até 70% de contribuição cumulativa.

Tabela 3. Itens alimentares principais dos estômagos das seis espécies comuns aos trechos de borda e interior analisados segundo a sazonalidade, frequência de ocorrência x dominância (FO x D, %) dos itens em cada período (seco e chuvoso), dissimilaridade média \pm desvio padrão da dissimilaridade entre os riachos, porcentagem de contribuição de cada item e porcentagem cumulativa dos itens.

Itens*	FO x D Seco	FO x D Chuvoso	Dissimilaridade média	Contribuição (%)	Contribuição cumulativa (%)
Detritos	13,02	8,42	15,60 \pm 0,59	18,62	18,62
Fragmentos de insetos terrestres	7,10	7,79	12,90 \pm 0,67	15,40	34,02
Fragmentos de insetos aquáticos	8,16	7,38	12,65 \pm 1,02	15,10	49,12
Vegetais superiores	1,28	6,25	8,04 \pm 0,62	9,60	58,73
Larvas de Chironomidae	3,00	0,21	3,82 \pm 0,40	4,56	63,28
Ninfas de Ephemeroptera	0,75	2,61	3,58 \pm 0,58	4,28	67,56

*Lista dos itens que somaram até 70% de contribuição cumulativa.

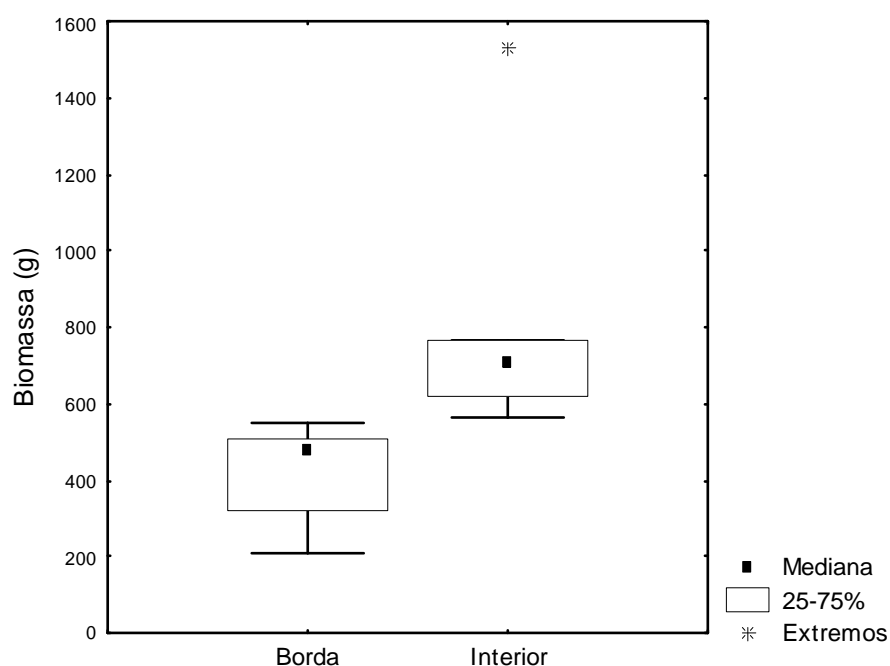


Fig. 2. Mediana, quartis e valores máximos e mínimos de biomassa das seis espécies comuns aos trechos de borda e interior de seis remanescentes florestais do noroeste paulista (Mann-Whitney, $p = 0,039$).

Tabela 4. Itens alimentares registrados no conteúdo gástrico das espécies com mais de cinco exemplares nos trechos de borda nos período seco e chuvoso, frequência de ocorrência x dominância (FO x D, %) dos itens em cada período, valor médio \pm desvio padrão da dissimilaridade entre os períodos, porcentagem de contribuição de cada item e porcentagem cumulativa dos itens.

Itens*	FO x D Seco	FO x D Chuvoso	Dissimilaridade média	Contribuição (%)	Contribuição cumulativa (%)
Detritos	17,31	15,01	19,88 \pm 0,69	22,48	22,48
Fragmentos de insetos aquáticos	9,59	7,76	12,87 \pm 0,81	14,55	37,03
Vegetais superiores	2,70	4,71	7,16 \pm 0,55	8,10	45,13
Fragmentos de insetos terrestres	2,05	5,38	7,14 \pm 0,6	8,07	53,20
Algas	2,51	5,45	5,83 \pm 0,38	6,59	59,79
Larvas de Simuliidae	4,25	1,32	4,59 \pm 0,32	5,19	64,98
Fragmento animal	2,76	1,63	4,49 \pm 0,61	5,08	70,07
Larva/pupa de Diptera	2,08	2,33	4,11 \pm 0,41	4,65	74,72
Larva de Trichoptera	2,55	0,96	2,79 \pm 0,41	3,16	77,88
Crustacea - Cladocera	1,88	0,60	2,54 \pm 0,28	2,88	80,75
Larvas de Chironomidae	1,40	0,40	1,9 \pm 0,27	2,15	82,90
Matéria orgânica	0,90	0,70	1,85 \pm 0,39	2,09	84,99
Formicidae	0,47	1,20	1,70 \pm 0,51	1,93	86,92
Tecameba	0,23	1,20	1,46 \pm 0,26	1,65	88,57
Ninfas de Ephemeroptera	0,40	0,85	1,41 \pm 0,31	1,60	90,17

Tabela 5. Itens alimentares registrados no conteúdo gástrico das espécies com mais de cinco exemplares nos trechos de interior nos período seco e chuvoso, frequência de ocorrência x dominância (FO x D, %) dos itens em cada período, valor médio \pm desvio padrão da dissimilaridade entre os períodos, porcentagem de contribuição de cada item e porcentagem cumulativa dos itens.

Itens*	FO x D Seco	FO x D Chuvoso	Dissimilaridade média	Contribuição (%)	Contribuição cumulativa (%)
Detritos	16,49	10,00	18,26 \pm 0,68	21,90	21,90
Fragmentos de insetos aquáticos	14,87	9,00	15,86 \pm 1,34	19,03	40,92
Fragmentos de insetos terrestres	4,60	7,01	10,1 \pm 0,55	12,11	53,04
Larvas/pupas de Diptera	5,51	0,33	5,92 \pm 0,57	7,10	60,14
Coleoptera (adulto aquático)	1,04	4,56	5,14 \pm 0,37	6,17	66,30
Vegetais superiores	1,03	4,00	5,13 \pm 0,49	6,15	72,46
Matéria orgânica	0,56	3,92	4,79 \pm 0,52	5,75	78,20
Larvas de Trichoptera	1,92	0,76	2,63 \pm 0,58	3,15	81,36
Perifíton	-	2,08	2,20 \pm 0,3	2,64	83,99
Ninfas de Ephemeroptera	0,6	1,20	1,73 \pm 0,5	2,08	86,07
Larvas de Chironomidae	1,00	0,21	1,36 \pm 0,44	1,63	87,7
Algas	0,99	0,50	1,34 \pm 0,56	1,61	89,31
Formicidae	0,56	0,50	1,16 \pm 0,55	1,39	90,00

3.3. Composição dos grupos tróficos dos trechos de borda e de interior

O conjunto de trechos de borda apresentou seis grupos tróficos e o de interior cinco, mas a biomassa total nos trechos de borda foi menor (Tabela 6), refletindo de forma semelhante o que foi observado quando a análise foi restrita às espécies comuns à borda e interior (vide Fig. 2). Como os grupos tróficos foram determinados pelo agrupamento dos itens alimentares de maneira separada para os dois grupos de riachos (borda e interior), algumas espécies estiveram associadas a grupos tróficos distintos.

A projeção tridimensional dos eixos resultantes da NMDS exhibe as espécies conforme a semelhança dos grupos tróficos. A representação final apresentou baixo

nível de “stress”; de 0,06 para a representação das espécies de borda e 0,03 para as de interior (Figs. 3-4).

Tabela 6. Biomassa, percentual de biomassa total e número de espécies dos grupos tróficos identificadas para as espécies examinadas no período chuvoso nos trechos de borda e interior de mata.

Grupos tróficos	Borda			Interior		
	biomassa (g)	% biomassa	n° espécies	biomassa (g)	% biomassa	n° espécies
Algívoro	72	2,8	1	0	0	0
Invertívoro aquático	729,1	28,8	7	750,2	22,2	8
Invertívoro terrestre	226,3	8,9	3	711,6	21,0	1
Onívoro	1.238,6	48,9	7	1.455,5	43,0	2
Carnívoro	60,5	2,4	1	153,3	4,5	1
Detritívoro	207,7	8,2	4	312,4	9,2	2
TOTAL	2.534,2	100		3.383	100	

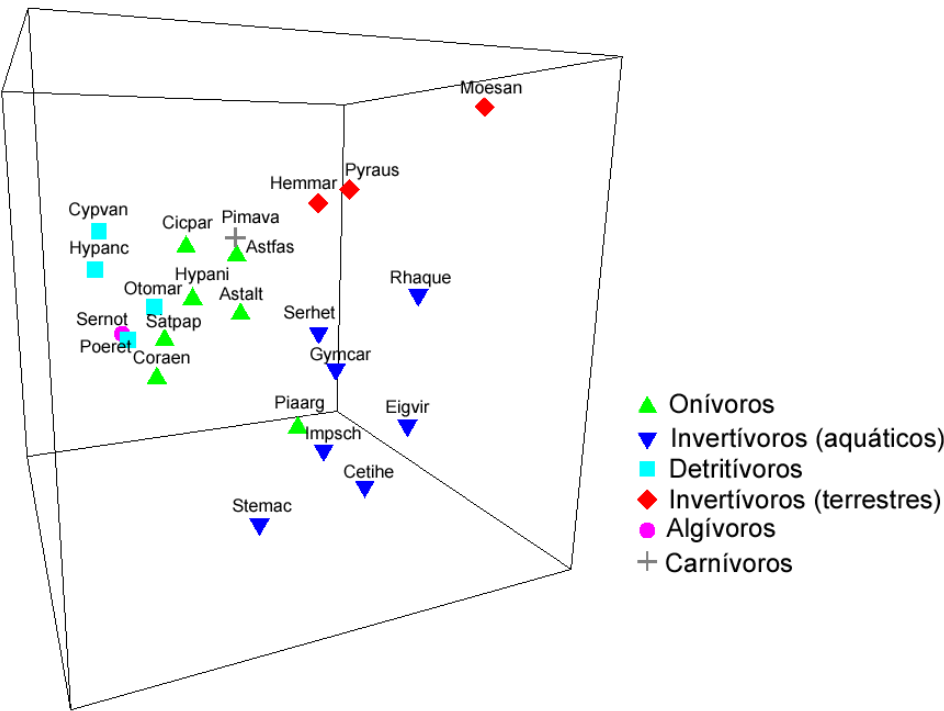


Fig. 3. Projeção tridimensional dos eixos resultantes da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica (NMDS) sobre a dieta das espécies de peixes nos trechos de borda de mata (B1C1, B2P1, B3P2, B4C4, B5L2). Veja Tabela 1 para siglas das espécies.

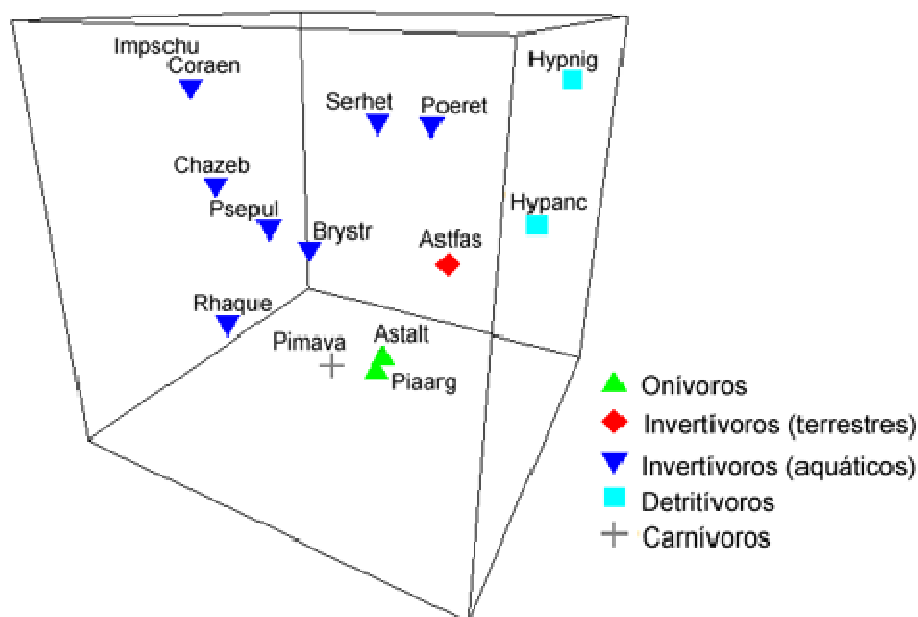


Fig. 4. Projeção tridimensional dos eixos resultantes da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica (NMDS) sobre a dieta das espécies de peixes nos trechos de interior de mata (I1C2, I2C3, I3L1, I4L3). Veja Tabela 1 para siglas das espécies.

Houve mais espécies detritívoras nos trechos de borda, representadas por *Poecilia reticulata*, *Hypostomus ancistroides*, *Cyphocharax vanderi* e *Ototiropsis marapoama*, somando 8,2% da biomassa, contrapondo com duas espécies detritívoras nos trechos de interior, *Hypostomus ancistroides* e *Hypostomus nigromaculatus*, que somaram 9,2% da biomassa (Tabela 6). *Serrapinnus notomelas* foi a única representante do grupo dos algívoros nos trechos de borda, que não esteve representado nos trechos de interior; *Hemigrammus marginatus*, *Pyrrhulina australis* e *Moenkhausia sanctaefilomenae* foram classificadas como invertívoras terrestres nos trechos de borda, totalizando 8,9% da biomassa. No interior, apenas *Astyanax fasciatus*, considerada onívora no grupo de borda, foi classificada como insetívora terrestre, contribuindo, no entanto, com 21,0% da biomassa total do grupo de interior de mata. *Corydoras aeneus* passou de onívora, na borda da mata, para uma dieta constituída basicamente de insetos

aquáticos nos trechos de interior de mata; *Rhamdia quelen* alimentou-se principalmente de invertebrados aquáticos e sua dieta não foi influenciada pela posição dos trechos onde ocorreu; *Pimelodella avanhandavae* foi a única espécie carnívora e alimentou-se dessa forma nos dois grupos, mas apresentou maior biomassa no grupo de interior de mata, com 4,5% contra 2,4% de representação na borda.

3.4. Influência de descritores abióticos nos grupos tróficos

A porcentagem de variância acumulada dos dois primeiros eixos da CCA explica 84,5% da relação entre a biomassa dos grupos tróficos e o ambiente; estes eixos foram estatisticamente significativos (“F-ratio” = 3,462, $p = 0,02$) (Figura 5). “Amônia” e “porcentagem de mata na micro-bacia” foram os descritores que melhor explicaram a ordenação das espécies e locais ($p_{\text{amônia}} = 0,005$, $p_{\text{mata}} = 0,03$). Os algívoros foram associados à presença de amônia, particularmente alta no trecho B2P1; os invertívoros terrestres, à porcentagem de cobertura de vegetação natural nas micro-bacias; aos invertívoros aquáticos e detritívoros nos riachos de interior de mata foram associados às diversidades de ecótono e estrutural interna; os onívoros estiveram associados ao volume e os carnívoros à vazão.

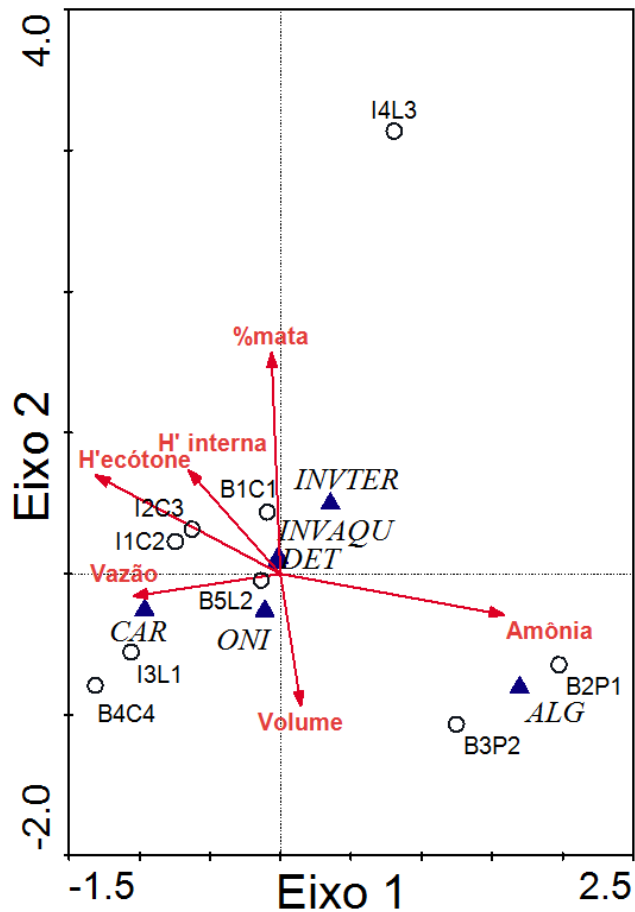


Fig. 5. Projeção dos dois primeiros eixos gerados pela Análise de Correspondência Canônica, a partir dos dados de biomassa de cada grupo trófico nos riachos (círculos) de borda (B1C1, B2P1, B3P2, B4C4, B5L2) e de interior (I1C2, I2C3, I3L1, I4L3). Os grupos tróficos (triângulos) estão representados por ONI, onívoros; INVAQU, invertívoro aquático; INVTER, invertívoro terrestre; DET, detritívoro; ALG, algívoro; CAR, carnívoro.

4. DISCUSSÃO

4.1. Influência da posição dos trechos e da sazonalidade

A alta dissimilaridade da dieta dos pares de espécies comuns nos trechos de borda e interior de mata pode ser explicada por dois fatores, não necessariamente excludentes. O primeiro que pode explicar esta dissimilaridade na dieta dos peixes é justamente a posição em que os trechos estão localizados. Apesar de todos os trechos estarem associados a fragmentos florestais, os de borda, no entanto, possuem uma das margens desprotegida e exposta a todos os danos de origem química e física, como qualquer outro trecho em área aberta. A ausência da vegetação ripária em uma das margens favorece que o excesso de sedimento e nutrientes dissolvidos provenientes das matrizes agrícolas adentre nos cursos d'água (Naiman *et al.* 2005). Estudos específicos avaliando as consequências do efeito de borda sobre as comunidades aquáticas são escassos, embora estudos com anfíbios em floresta relatem o uso de pesticidas próximos às cabeceiras e corpos d'água como as principais consequências da fragmentação, sendo especialmente danosos às espécies especialistas e favorecendo as espécies generalistas (Silvano *et al.* 2003).

O segundo refere-se ao fato que os trechos de borda estão mais sujeitos à variação sazonal, que altera o regime hidrológico dos riachos, influenciando na disponibilidade de recursos, particularmente larvas de insetos (Prejs & Prejs 1987, Huamantínco & Nessimian 1999), favorecendo as espécies de peixes oportunistas que se alimentam dos itens mais abundantes (vide exemplos em Esteves & Aranha 1999, Abelha *et al.* 2001, Pinto & Uieda 2007). Em um estudo desenvolvido em um trecho desmatado e um trecho com mata em um riacho na bacia do rio Paranapanema (Pinto & Uieda 2007), houve pouca diferença sazonal na dieta dos peixes entre os trechos, com

“insetos aquáticos” sendo o principal item consumido; por outro lado, alguns grupos de insetos aquáticos foram mais ou menos consumidos dependendo da cobertura vegetal e da estação do ano, indicando que a dieta dos peixes pode variar considerando estes dois fatores (cobertura e sazonalidade).

A biota aquática de um determinado segmento de rio é o resultado das interações de pelo menos quatro dimensões (Ward 1989), onde a dimensão lateral refere-se à troca de matéria e energia com a vegetação ripária. Partindo desse pressuposto, nossos resultados indicam que a ausência de vegetação ripária em uma das margens dos trechos já é suficiente pra promover alterações substanciais na estrutura trófica da ictiofauna, pois ela seria uma importante fonte de energia para os sistemas aquáticos adjacentes (Uieda & Kikuchi 1995, Rezende & Mazzoni 2005). Esta energia viria na forma de frutos e sementes para os peixes herbívoros/frugívoros, invertebrados terrestres que eventualmente caem na água ou são arrastados pelas chuvas, e servem como alimento aos peixes nectônicos, e material alóctone vegetal para os invertebrados fragmentadores (Sabino & Castro 1990, Lowe-McConnell 1999, Abilhoa *et al.* 2008).

Recentes análises com isótopos estáveis têm buscado ampliar o entendimento dos processos de decomposição, estruturação de teias alimentares, retenção de nutrientes, respiração microbiana, além de outros indicadores funcionais (Sandin & Solimini 2009). Uma das hipóteses frequentemente derivadas destes estudos é que, mesmo havendo um maior aporte de material alóctone em riachos tropicais com mata ciliar, a real fonte energética para os sistemas aquáticos de riachos é de origem autóctone, sustentada por algas, perifíton e cianobactérias (Lau *et al.* 2009). No entanto, análises isotópicas de peixes de riachos da bacia do rio Corumbataí mostraram maior contribuição de carbono proveniente da vegetação ripária (Ferreira 2008). A despeito das questões apontadas acima, os resultados aqui obtidos mostraram que os “fragmentos

de insetos terrestres” foram notadamente importantes na dieta das espécies dos trechos de interior de mata nos dois períodos sazonais, com maior participação no período chuvoso, opondo-se à dominância de “detrito” nos trechos de borda, nos dois períodos sazonais. Uma vez que o item mais importante para os peixes de trechos de interior foi de origem alóctone e que a biomassa íctica foi maior nestes trechos, pode-se presumir que, de alguma forma, estes peixes se beneficiam por estarem no interior dos fragmentos. É possível sugerir duas explicações para esses resultados: (i) o maior sombreamento nos riachos de interior, que tampona as variações diárias de temperatura e, conseqüentemente, permite menor gasto energético para o ajuste térmico; (ii) uma presumível maior abundância de recursos, principalmente no período chuvoso, garantindo menos gasto energético com procura de alimento e maior alocação de recursos para crescimento.

4.2. Composição dos grupos tróficos dos trechos de borda e de interior

A maior representatividade em biomassa observada para as espécies de peixes com hábito herbívoro-detritívoro em riachos de área aberta do que em riachos com vegetação ripária também foi constatada por outros estudos (Power 1984, Burcham 1988, Esteves *et al.* 2008), assim como a relação de alta disponibilidade de perifíton e aumento da biomassa de loricariídeos em riachos desflorestados (Bojsen & Barriga 2002, Esteves *et al.* 2008).

A maior quantidade de sedimento no fundo, ambientes mais rasos e temperaturas mais altas e água com baixa taxa de oxigênio parecem não afetar a ocorrência de *Poecilia reticulata* (vide, por exemplo, Ferreira & Casatti 2006, Casatti *et al.* 2006, Casatti *et al.* 2009b, Rocha *et al.* 2009b). Nos trechos de interior, esta espécie também

ocorreu, mas se alimentou de invertebrados aquáticos, refletindo a sua já conhecida plasticidade trófica (Trexler 1988, Rolla *et al.* 2009).

Nos trechos de interior, os detritívoros foram representados pelos cascudos *Hypostomus ancistroides* e *Hypostomus nigromaculatus*, duas espécies bentônicas, sendo que a segunda ocupa habitats de maior correnteza e águas com maior oxigenação (Ferreira & Casatti 2006), tendo sido considerada de hábito perifítico em riachos mais preservados (Casatti 2002), assim como detectado em outras espécies de cascudos (Uieda *et al.* 1997).

Os algívoros ocorreram somente nos trechos de borda e foram representados por *Serrapinnus notomelas*, uma espécie possivelmente favorecida pela maior produção primária em riachos abertos, de uso para pastagem do gado, e expostos à maior incidência de luz e pela ampla disponibilidade de fósforo (vide Esteves *et al.* 2008) e nitrogênio na forma de amônia (presente estudo, trecho B2P1). Essas observações concordam com resultados de outros estudos realizados em riachos degradados (Ferreira & Casatti 2006a, Esteves *et al.* 2008, Casatti *et al.* 2009a), assim como em reservatórios (Delariva *et al.* 1994, Casatti *et al.* 2003), indicando que a falta de cobertura ripária aliada à entrada de nutrientes em sistemas pastoris, pode promover alta produtividade nestes sistemas (Esteves *et al.* 2008).

Hemigrammus marginatus, *Pyrrhulina australis* e *Moenkhausia sanctaefilomenae* alimentaram-se de invertebrados terrestres nos riachos de borda, mas com pouca representatividade em biomassa. Nos trechos de interior, os invertívoros terrestres foram representados por *Astyanax fasciatus*, que apresentou elevada biomassa, em oposição aos trechos de borda, onde esta espécie foi onívora, mas com baixa representatividade em biomassa. Esta habilidade de aproveitar os recursos alóctones e variar a alimentação conforme a disponibilidade de itens parece ser uma característica

recorrente desta espécie. Outros autores relatam hábitos onívoros em trechos abertos (Rocha *et al.* 2009a,b, Rolla *et al.* 2009) e insetívoros em trechos florestados (Castro & Casatti 1997, Casatti *et al.* 2001, presente estudo).

4.3. Influência de descritores abióticos nos grupos tróficos

A associação da concentração de amônia com a guilda de algívoros em B2P1 pode ser explicada pela posição do trecho e pelo uso da matriz adjacente. Trata-se de um trecho de borda, em meio à pastagem e muito utilizado como bebedouro para o gado. Esses fatores promovem a entrada de nutrientes proveniente dos excrementos para dentro do riacho, principalmente no período chuvoso (Brodie & Mitchell 2005), e incrementam a produtividade primária, favorecendo espécies como *Serrapinnus notomelas*, que se alimentam de algas (Casatti *et al.* 2003, Casatti 2004, presente estudo). Em oposição, nos riachos com maior porcentagem de mata observa-se elevada contribuição de insetos terrestres, o que foi retratado pela relação da nectônica *Astyanax fasciatus* (Casatti *et al.* 2001) com este fator do ambiente.

A diversidade estrutural interna e a diversidade de ecótone mostraram associação aos riachos de interior de mata, que de fato possuem matas ripárias mais preservadas, e assim promovem entrada de folhas, galhos, troncos e raízes, que disponibilizam recursos como abrigo e alimento para as larvas aquáticas de insetos e outros invertebrados aquáticos (Angermeier & Karr 1984). Seria esperado que estes fatores também mostrassem associação aos invertívoros aquáticos, pois se tem como consenso na ecologia de riachos que a presença de invertebrados aquáticos na dieta de peixes de riachos é bastante comum, principalmente em riachos florestados (Henry *et al.* 1994, Esteves & Lobón-Cerviá 2001, Russo *et al.* 2002, Casatti 2003, Rolla *et al.* 2009).

Por outro lado, assim como os detritívoros, os insetívoros aquáticos não demonstraram associação com nenhum fator abiótico em particular. A explicação para este resultado é que, justamente por detritos e invertebrados aquáticos serem itens extremamente comuns em riachos, até mesmo em riachos degradados (Rocha *et al.* 2009 a,b), não houve relação destes grupos tróficos com os descritores ambientais selecionados pelo modelo da CCA. É importante apontar que detrito, apesar de abundante em áreas desmatadas, é um recurso de difícil digestão e baixo valor nutritivo (Agostinho *et al.* 1997) e, desta forma, a conversão deste item em biomassa íctica pode ser baixa.

A biomassa de onívoros esteve mais associada ao volume de hábitat. Esse grupo trófico foi composto principalmente por espécies nectônicas que nadam na coluna d'água, catando itens arrastados pela corrente (Casatti *et al.* 2001, Casatti 2002, Ferreira & Casatti 2006). Nos ambientes mais volumosos, geralmente há maior disponibilidade de micro-hábitats tanto para espécies de hábitos nectônicos quanto bentônicos, principalmente devido à alta heterogeneidade estrutural formada pela combinação de profundidade, substrato e material depositado no fundo e correnteza mais lenta (Castro & Casatti 1997, Langeani *et al.* 2005).

Os carnívoros, representados por *Pimelodella avanhandavae*, estiveram relacionados diretamente à vazão, maior nos riachos de interior (R4, R5, R6). O hábito de se entocar durante o dia e sair ao crepúsculo noturno para forragear, particularmente a procura de itens animais, parecem ser comuns a outras espécies de *Pimelodella* (Sazima 1986, Soares-Porto 1994, Aranha *et al.* 1998), caracterizando hábitos relativamente conservativos neste gênero. No presente estudo, os trechos de maior vazão são também aqueles que possuem maior disponibilidade de barrancos elevados, com buracos. Assim, esta associação entre carnívoros e vazão presumivelmente é

indireta, representando mais a preferência pela estrutura do hábitat do que pela condição hidráulica em si.

Diante de tais constatações acreditamos que as espécies de peixes da região são, de maneira geral, generalistas quanto à dieta e têm hábito alimentar oportunista, ingerindo os itens mais abundantes e, tanto espacial quanto sazonalmente, sua dieta se molda à disponibilidade de itens. No entanto, apesar deste ajuste às condições do meio, nossos resultados mostraram que ambientes mais impactados, como os trechos de borda, suportam um menor número de categorias tróficas e o incremento no consumo de detritos, demonstrando maior simplificação trófica nesses ambientes. Além disso, a diversificação na dieta não indica maior aproveitamento dos nutrientes, visto que na borda a biomassa íctica foi menor que nos trechos de interior. Ou seja, embora as espécies sejam tolerantes às condições de degradação, seu desenvolvimento e aproveitamento energético são defasados diante dessas condições.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abelha, M. C. F., A. A. Agostinho & E. Goulart. 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, 23(2): 425-434.
- Abilhoa, V., L. F. Duboc & D. P. Azevedo Filho. 2008. A comunidade de peixes de um riacho de Floresta com Araucária, alto rio Iguaçu, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25(2): 238-246.
- Agostinho, A. A., N. S. Hahn, L. C. Gomes & M. Bini. 1997. Estrutura trófica. Pp. 229-248. In: A. E. A. de M. Vazzoler, A. A. Agostinho & N. S. Hahn. (Eds.). *A planície de inundação do alto rio Paraná. Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá, EDUEM, 460 p.

- Angermeier, P. L. & J. R. Karr. 1984. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. Pp. 39-57, In: Zaret, T. M. (Ed.). Evolutionary ecology of neotropical freshwater fishes. Hague, Netherlands, 184 p.
- Aranha, J. M. R., D. F. Takeuti & T. M. Yoshimura. 1998. Habitat and use food partitioning of the fishes in a coastal stream of Atlantic Forest, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 46(4): 951-959.
- Bennemann, S. T., L. Casatti & D. C. Oliveira. 2006. Alimentação de peixes: proposta para análise de itens registrados em conteúdos gástricos. *Biota Neotropica*, 6: 2
<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn01206022006>
- Bicudo, C. E. M. & R. M. T. Bicudo. 1970. Algas de águas continentais brasileiras. FBDe, São Paulo, 228 p.
- Bojsen, B. H. & R. Barriga. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, 47: 2246-2260.
- Borror, D. J. & D. M. DeLong. 1969. Introdução ao estudo de insetos. Edgard Blücher, São Paulo, 653 p.
- Brodie, J. E. & A. W. Mitchell. 2005. Nutrients in Australian tropical rivers: changes with agricultural development and implications for receiving environments. *Marine and Freshwater Research*, 56: 279-302.
- Buckup, P. A., N. A. Menezes & M. S. Ghazzi. 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Rio de Janeiro, Museu Nacional, 195 p.
- Burcham, J. 1988. Fish communities and environmental characteristics of two lowland streams in Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 36: 273-285.
- Casatti, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 2(2). –
<http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/abstract?article+BN02502022002>

- Casatti, L. 2004. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper Paraná River basin, Southeastern Brasil. *Brazilian Journal of Biology*, 64(4): 757-765.
- Casatti, L., F. Langeani & R. M. C. Castro. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Paraná, SP. *Biota Neotropica*, 2(2) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/abstract?article+BN02502022002>
- Casatti, L., H. F. Mendes & K. M. Ferreira. 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema river, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63: 213-222.
- Casatti, L., F. Langeani, A. M. Silva & R. M. C. Castro. 2006. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66: 681-696.
- Casatti, L., C. P. Ferreira & F. R. Carvalho. 2009a. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia*, 632: 273-283.
- Casatti, L., C. P. Ferreira & F. Langeani. 2009b. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623: 173-189.
- Castro, R. M. C. & L. Casatti. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River basin, southeastern Brazil. *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, 7(4): 337-352.
- Ceneviva-Bastos, M. & L. Casatti. 2007. Oportunismo alimentar em *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo. *Iheringia, Série Zoologia*, 97(1): 7-15.
- Chu, H. F. 1949. How to know immature insects. Wm. C. Brow, Dubuque, Iowa. 234p.
- Clarke, K. R. & R. N. Gorley. 2006. PRIMER v6: User manual/Tutorial. Plymouth, UK.

- Costa, C., S. Ide & C. E. Simonka. 2006. Insetos imaturos: metamorfose e identificação. Editora Holos, 249 p.
- Delariva, R. L., Agostinho, A. A., Nakatani, K. & G. Baumgartner. 1994. Ichthyofauna associated to aquatic macrophytes in the Upper Paraná River floodplain. *Revista UNIMAR*, 16: 41-60.
- Deus, C. P. & M. Petrere-Júnior. 2003. Seasonal diet shifts of seven fish species in an Atlantic rainforest stream in Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63(4): 579-588.
- Esteves, K. E. & J. M. R. Aranha. 1999. Ecologia trófica de peixes de riachos. Pp 157-182, In: Caramaschi, E. P., R. Mazzoni & P. R. Peres-Neto (Eds). *Ecologia de peixes de riachos. Série Oecologia Brasiliensis*, vol. VI. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil, 260 p.
- Esteves, K. E. & J. Lobón-Cerviá. 2001. Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 62: 429-440.
- Esteves, K. E., A. V. P. Lobo & M. D. R. Faria. 2008. Trophic structure of a fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga River, Upper Tietê River basin, Brazil). *Hydrobiologia*, 598: 373-387.
- Ferreira, A. 2008. Relações tróficas e isotópicas entre duas espécies de caracídeos e a cobertura em córregos da bacia do rio Corumbataí, SP. Tese de Doutorado não publicada, Esalq/USP, Piracicaba, 112 p.
- Ferreira, C. P. & L. Casatti. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, 6(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn00306032006>

- Gelwick, F. P. & W. J. Matthews. 1996. Trophic relations of stream fishes. Pp. 475-492, In: G. Lamberti & R. Hauer (Eds.). Methods in stream ecology. Academic Press, New York, 184 p.
- Goldstein, R. M. & T. P. Simon. 1999. Toward a united definition of guild structure for feeding ecology of North American freshwater fishes. Pp. 123-138 In: T. P. Simon (Ed.). Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities. Boca Raton, CRC Press, 672 p.
- Gregory, S. V., F. J. Swanson, W. A. McKee & K. W. Cummins. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. Bioscience, 41: 540-551.
- Henry, R., V. S. Uieda, A. A. O. Afonso & R. M. Kikuchi. 1994. Input of allochthonous matter and structure of fauna in a Brazilian headstream. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, 25(3): 1866-1870.
- Huamantínco, A. A. & J. L. Nessimian. 1999. Estrutura e distribuição espacial da comunidade de larvas de Trichoptera (Insecta) em um tributário de primeira ordem do Rio Paquerer, Teresópolis, RJ. Acta Limnologica Brasiliensia, 11(2): 1-16.
- Hynes, H.B.N. 1950. The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. Journal of Animal Ecology, 19: 36-57.
- Langeani, F., L. Casatti, H. S. Gameiro, A. B. Carmo & D. C. Rossa-Feres. 2005. Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. Neotropical Ichthyology, 3(2): 305-311.
- Lau, D. C. P., K. M. Y. Leung & D. Dudgeon. 2009. Are autochthonous foods more important than allochthonous resources to benthic consumers in tropical

- headwater streams? *Journal of North American Benthological Society*, 28(2): 426–439.
- Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo, Edusp, 536 p.
- Merritt, R. W., K. W. Cummins & M. B. Berg. 2008. An introduction to the aquatic insects of North America. Fourth Edition, Kendall/Hunt Publishing Company, 1139 p.
- Naiman, R. J., H. Décamps & M. E. McClain. 2005. Riparia. Ecology, conservation, and management of streamside communities. Elsevier Academic Press, 430 p.
- Nalon, M. A., I. F. A. Mattos & G. A. D. C. Franco. 2008. Meio físico e aspectos da fragmentação da vegetação. Pp. 17-21. In: Rodrigues, R. R. & V. L. R. Bononi (Orgs.). Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo Secretaria do Meio Ambiente e Instituto de Botânica, 248 p.
- Nascimento, D. 2005. Quantas novas usinas realmente se instalarão no Brasil nos próximos 3 anos? *Ribeirão Preto, IdeaNews*, ano 5, no. 57.
- Pinto, T. L. F. & V. S. Uieda. 2007. Aquatic insects selected as food for fishes of a tropical stream: Are there spatial and seasonal differences in their selectivity? *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19(1): 67-78.
- Power, M. E. 1984. Habitat quality and the distribution of algae-grazing catfish in a Panamanian stream. *Journal of Animal Ecology*, 53: 357-374.
- Prejs, A. & K. Prejs. 1987. Feeding of tropical freshwater fishes: seasonality in resource availability and resource use. *Oecologia*, 71: 397-404.
- Pusey, B. J. & A. H. Arthington. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, 54: 1-16.

- Rezende, C. F. & R. Mazzoni. 2005. Seasonal variation in the input of allochthonous matter in an Atlantic Rain Forest stream, Ilha Grande-RJ. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17(2): 167-175.
- Rocha, F. C.da, L. Casatti & D. C. Pereira. 2009a. Structure and feeding of a stream fish assemblage in Southeastern Brazil: evidence of low seasonal influences. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 21(1): 123-134.
- Rocha, F. C., L. Casatti, F. R. Carvalho & A. M. Silva. 2009b. Fish assemblages in stream stretches occupied by cattail (Typhaceae, Angiospermae) stands in Southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7(2): 241-250.
- Rolla, A. P. P. R., K. E. Esteves & A. Ávila-da-Silva. 2009. Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, Brazil). *Neotropical Ichthyology*, 7(1): 65-76.
- Russo, M. R., A. Ferreira & R. M. Dias. 2002. Disponibilidade de invertebrados aquáticos para peixe bentófagos de dois riachos da bacia do rio Iguaçu, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum*, 24(2): 411-417.
- Sabino, J. & R. M. C. Castro. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 50(1): 23-36.
- Sandin, L. & A. G. Solimini. 2009. Freshwater ecosystem structure-function relationships: from theory to application. *Freshwater Biology*, 54: 2017-2024.
- Sazima, I. 1986. Similarities in feeding behaviour between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. *Journal of Fish Biology*, 29: 53-65.
- Silvano, D. L., G. R. Colli, M. B. O. Dixo, B. V. S. Pimenta, & H. C. Wiederhecker. 2003. Efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade – Anfíbios e Répteis. Pp. 184-200, In: D. M. Rambaldi & D. A. S. Oliveira (orgs.). *Fragmentação de*

- Ecossistemas: causas, efeitos e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, 485 p.
- Soares-Porto, L. M. 1994. Dieta e ciclo diurno de atividade alimentar de *Pimelodella lateristriga* (Müller e Troschel, 1849) (Siluroidei, Pimelodidae) no Rio Ubatiba, Maricá, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Biologia*, 54(3): 451-458.
- Ter Braak, C.J.F. & P. Smilauer. 2002. CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA), 500 p.
- Trexler, J. C. 1988. Phenotypic plasticity in poeciliid life histories. Pp. 201-214 In: Meffe, G. K. & F. F. Snelson (Eds.). *Ecology and evolution of livebearing fishes (Poeciliidae)*. Prentice Hall, 453 p.
- Uieda, V. S. & R. M. Kikuchi. 1995. Entrada de material alóctone (detritos vegetais e invertebrados terrestres) num pequeno curso de água corrente na Cuesta de Botucatu, São Paulo. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 7: 105-114.
- Uieda, V. S., P. Buzzato & R. M. Kikuchi. 1997. Partilha de recursos alimentares em peixes em um riacho de serra no sudeste do Brasil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 69: 243-252.
- Uieda, V. S. & R. L. Motta. 2007. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19(1): 15-30.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell & C. E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Ward, J. V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8(1): 2-8.

CAPÍTULO 3

Integridade biótica de riachos: melhor no
interior de florestas do que em áreas abertas ou
nas bordas de fragmentos

RESUMO

O presente estudo teve o objetivo de avaliar a integridade biótica de trechos associados a fragmentos florestais (FF) de região agrícola por meio de índice multimétrico e testar a hipótese de que sua integridade é maior que aquela de trechos de mesmo porte presentes em áreas não florestadas (NFF). Além disso, foi verificado se a integridade dos trechos da borda difere daqueles localizados no interior dos fragmentos. Foram selecionadas e testadas candidatas métricas ao IBI já descritas na literatura. A calibração das métricas para os trechos de segunda e terceira ordem foi baseada nas condições de integridade física do hábitat, por meio da construção de “Box-and-Whisker plots”, posteriormente validados pelo teste T e foi realizado o teste de Spearman para identificar métricas redundantes. Para os trechos de primeira ordem o índice de integridade biótica (IBI) foi calculado por cinco métricas já descritas em estudo publicado para a região, seis métricas foram selecionadas para o IBI dos trechos de segunda ordem e cinco para os riachos de terceira ordem. A integridade biótica dos trechos de primeira ordem foi muito pobre; dois dos trechos FF de segunda ordem foram considerados com boa integridade biótica e um com integridade regular. Ainda entre os de segunda ordem, 51% dos trechos NFF foram considerados bons ou regulares e 49% pobres ou muito pobres. Os trechos FF de terceira ordem foram considerados bons ou regulares e os NFF, pobres ou muito pobres. Foi constatado que dentre os trechos FF, aqueles localizados no interior da mata foram mais bem avaliados que aqueles da borda, que apresentaram qualidade semelhante aos NFF. Tal condição indica que a presença de apenas uma margem com vegetação ripária não protege os ambientes lóticos dos impactos da matriz, sejam estes de origem química, como os insumos agrícolas utilizados no plantio de cana-de-açúcar e laranja, ou de origem estrutural, como desmoronamento de barrancos e assoreamentos em áreas de pastagens. Esses impactos reforçam a necessidade da manutenção da vegetação ripária ao longo da dimensão longitudinal e lateral dos riachos para que as funções de barreira física e tamponamento das condições físico-químicas possam proteger esses ecossistemas de cabeceiras.

Palavras-chave: índice multimétrico, matriz agrícola, fragmentação, peixes de riachos.

ABSTRACT

This study aimed to assess the biotic integrity of streams stretches associated with forest fragments (FF) in agricultural region through a multimetric index and test the hypothesis that their integrity is greater than that of stream stretches with same size present in deforested areas (NFF). In addition, we verified whether the integrity of the edge stretches differ from those located within the fragments. Candidate metrics to IBI described in the literature were selected and tested. Metrics calibration for second and third order stretches was based on the physical conditions of habitat by the construction of "Box-and-Whisker plots, subsequently validated by T test and Spearman correlation test was used to identify redundant metrics. To first order stretches their biotic integrity index (IBI) were evaluated by five metrics as outlined in a published study in the same region; six metrics were selected for the second-order stretches IBI and five for the third-order. Biotic integrity of all FF first order stretches were very poor, two FF stretches of second order associated were considered to have good biotic integrity and one with fair condition. Also among the second-order, 51% of the NFF stretches were considered good or fair and 49% poor or very poor. The third-order stretches associated with the fragments were considered good or fair, whereas in the NFF areas, they were classified as poor or very poor. Among the FF stretches, those located inside the forest were better evaluated than those on the edge, which showed a quality similar to that of NFF areas. This condition indicates that the presence of only one bank with riparian vegetation does not protect instream environment from matrix effects of chemical origin, such as agricultural inputs used in the planting of sugarcane and orange, or structural, as stream-bank disturbance and siltation derived from grazing activity of animal herds. These impacts underscore the need for riparian vegetation maintenance along the longitudinal and lateral dimension of streams aiming to keep its role as physical barrier, buffering physical and chemical impacts to these headwaters ecosystems.

Key-words: multimetric index, agricultural matrix, fragmentation, stream fishes.

1. INTRODUÇÃO

Na última década, avaliações da saúde da biota aquática têm sido conduzidas através do índice de integridade biótica (IBI), proposto inicialmente por Karr (1981) para investigar o estado de conservação de riachos nos Estados Unidos, utilizando atributos das comunidades de peixes. Em diversas regiões do mundo este índice foi adaptado para atender aos diferentes tipos de ambiente (Oberdorff & Hughes 1992, Lyons *et al.* 1995, Araújo 1998, Barbour *et al.* 1999, Kamdem Toham & Teugels 1999, Roth *et al.* 2000, Blocksom & Flotemersch 2008, Lenhardt *et al.* 2009, Seilheimer *et al.* 2009). Independentemente das modificações, todas as avaliações usam atributos das comunidades que devem representar a diversidade ecológica existente e os diversos níveis de organização biológica, comparados com a condição referência, definida como aquela que possui o mínimo de impacto de origem antrópica possível (Hughes 1995). Este índice tem sido considerado adequado para identificar a capacidade do ambiente em suportar e manter uma comunidade de espécies, diversidade e organização funcional comparáveis àquela do hábitat natural regional (Karr & Dudley 1981). Estudos mais recentes de avaliação da qualidade de ecossistemas aquáticos têm conciliado dados de sua biota (IBI) com descritores físicos do hábitat. Isto porque a estrutura física do hábitat é um componente importante na avaliação da qualidade desses ecossistemas, pois influencia na estrutura e composição das comunidades biológicas, tais como peixes (Gorman & Karr 1978) e macroinvertebrados bentônicos (Callisto *et al.* 2001).

Intensas modificações na estrutura física de riachos de áreas agrícolas quando comparados com riachos de áreas florestadas já foram observadas (Harding *et al.* 2006). Estes autores constataram que as corredeiras dos riachos florestados eram mais profundas, a granulometria do substrato e a estabilidade do canal eram maiores. Além disso, a condutividade da água foi maior nos riachos de matriz agrícola e a biomassa de

perifíton aumentou em até 600% com o aumento da luminosidade (Harding *et al.* 2006). Todas essas características se refletem na riqueza da biota aquática e nos atributos biológicos de tolerância das espécies residentes em ambientes impactados. De fato, Harding *et al.* (2006) observaram uma maior riqueza de macroinvertebrados nos riachos florestados e, nos riachos de área aberta, baixa riqueza de Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera. Estes organismos são considerados bons indicadores de qualidade ambiental e mencionados em outros estudos (p. ex., Callisto *et al.* 2001, Baptista *et al.* 2007, Kasangaki *et al.* 2008, Stoddard *et al.* 2008, Masese *et al.* 2009).

A manutenção da integridade estrutural e química de um ambiente aquático é considerada imprescindível para a boa qualidade biótica desse ambiente, e um dos fatores mais importantes para a manutenção dessas características é a presença de uma vegetação ripária preservada (Karr 1993). No nível de população, o estudo de Beechie & Sibley (1997) demonstra que para *Oncorhynchus kisutch*, uma espécie em que os indivíduos jovens ocupam poços mais profundos formados pelo represamento devido à queda de galhos e árvores da vegetação marginal, poderia ter sua abundância drasticamente diminuída pelo desmatamento da vegetação ripária com consequente diminuição da quantidade de LWD “large woody debris”. No nível de comunidades, são numerosos os estudos que apontam que o impacto de áreas agrícolas e industriais nas comunidades de peixes pode ser tamponado pela presença de florestas e vegetação arbustiva nativas (Bozzetti & Schulz 2004, Whittier *et al.* 2007, Magalhães *et al.* 2008, Casatti *et al.* 2009a,b, Alexandre *et al.* 2010).

Essas constatações sugerem que trechos de riachos associados a remanescentes de vegetação nativa apresentam uma maior integridade biótica que àqueles sob impacto antrópico, de forma tal que os objetivos deste estudo foram determinar a integridade biótica de riachos associados a fragmentos florestais em região de matriz agrícola com

riachos de mesmo porte que não estão associados a estes remanescentes florestais. Em vista do conhecimento já produzido nesta área, espera-se que a integridade biótica de trechos em matriz florestal seja superior a de trechos que não estão inseridos em matrizes florestais. Em adição, também se espera que a integridade biótica dos trechos localizados no interior dos fragmentos florestais seja superior quando comparados àqueles situados nas bordas dos fragmentos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Amostragem dos peixes

Foram selecionados nove riachos associados a fragmentos florestais (FF) e 95 não associados a fragmentos florestais (NFF) (Tabela 1, Fig. 1). Os dois conjuntos de riachos foram amostrados por meio de pesca elétrica (vide item Metodologia geral para descrição da técnica) aplicada em um trecho de 75 m de extensão em cada riacho, fechado por redes de bloqueio e esforço amostral de três coletores em um período de 50 a 60 minutos. O primeiro conjunto foi amostrado de junho a agosto de 2007 e janeiro a março de 2008 como parte das atividades desta Tese; e o segundo nos períodos secos de 2003 a 2005, amostrados durante atividades de um Auxílio à Pesquisa desenvolvido na mesma região.

Tabela 1. Número de trechos de 1^a a 3^a ordem (n) amostrados em fragmentos florestais (FF) e não florestais (NFF) e valores médios de volume (Vol.), velocidade (Vel.), Oxigênio dissolvido (OD), condutividade (Cond.), turbidez (Turb.), pH, nitrato (Nit.), amônia (Am.), ortofosfato (Ortof.) e seus respectivos desvio padrão (dp).

Trechos	Vol. ± dp	Vel. ± dp	OD ± dp	Cond. ± dp	Turb. ± dp	pH ± dp	Nit. ± dp	Am. ± dp	Ortof. ± dp
FF									
1 ^a ordem (n=3)	22,1 ± 22,7	14,7 ± 9,1	9,0 ± 0,55	41,3 ± 17,0	30,6 ± 9,5	7,3 ± 1,1	0,8 ± 0,63	0,14 ± 0,05	0,001 ± 0
2 ^a ordem (n=3)	38,5 ± 32,3	14,7 ± 5,0	9,6 ± 1,17	94,6 ± 61,3	16,7 ± 15,0	7,8 ± 0,45	0,7 ± 0,6	0,09 ± 0,01	0,001 ± 0
3 ^a ordem (n=3)	53,3 ± 28,3	23,0 ± 5,6	9,9 ± 1,55	94,3 ± 50,4	15,3 ± 4,0	8,0 ± 0,11	0,65 ± 0,15	0,12 ± 0,06	0,002 ± 0,0011
NFF									
1 ^a ordem (n=56)	64,3 ± 72,1	21,7 ± 14,9	7,5 ± 1,7	0,07 ± 0,06	61,6 ± 104,4	7,3 ± 0,6	0,5 ± 0,6	0,03 ± 0,07	0,08 ± 0,30
2 ^a ordem (n=29)	63,3 ± 67,9	27,1 ± 19,4	8,5 ± 2,5	0,07 ± 0,04	74,9 ± 122,6	7,1 ± 0,6	0,5 ± 0,6	0,08 ± 0,33	0,06 ± 0,10
3 ^a ordem (n=10)	85,7 ± 36,8	35,7 ± 20,9	7,5 ± 0,6	0,08 ± 0,05	47,0 ± 86,5	7,3 ± 0,5	0,3 ± 0,2	0,03 ± 0,06	0,03 ± 0,05

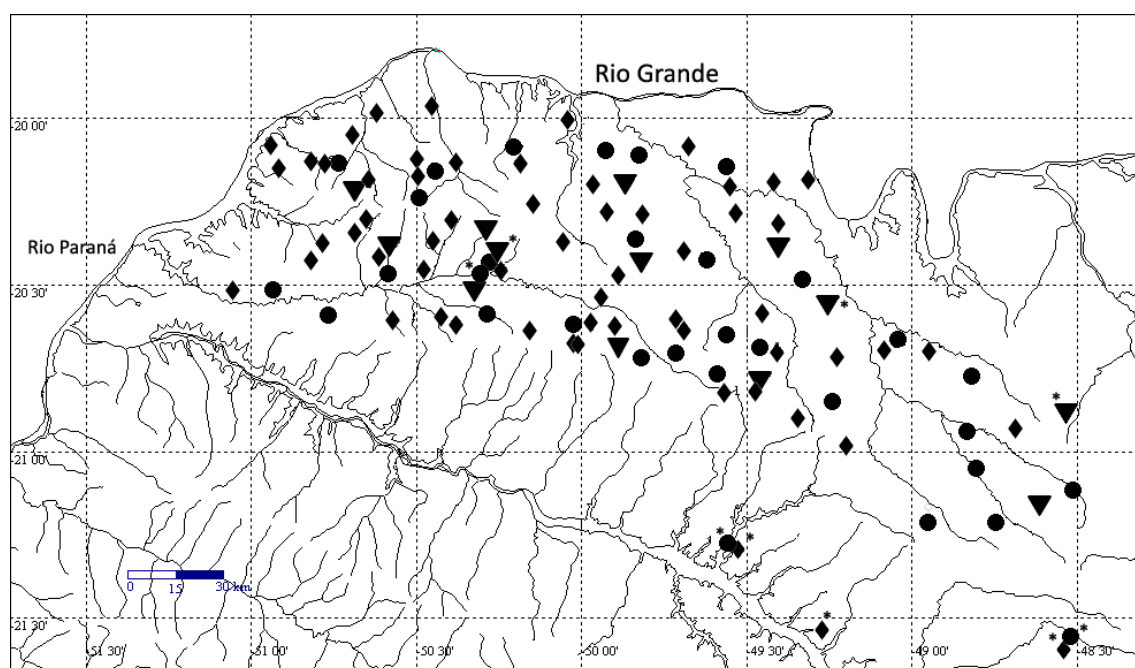


Fig. 1. Localização dos trechos utilizados para as análises de integridade biótica no noroeste do Estado de São Paulo. Losangos indicam os trechos de primeira ordem; círculos, trechos de segunda ordem; triângulos, trechos de terceira ordem; asteriscos indicam trechos associados a fragmentos florestais.

Os peixes foram classificados de acordo com sua origem no sistema do Alto rio Paraná (Langeani *et al.* 2007), sua posição na coluna d'água (Casatti *et al.* 2001, Casatti, 2002), tolerância à hipoxia (Kramer & Mehegan 1981, Araujo & Garutti 2003, Bozzetti & Schulz 2004) e grupo trófico (Andrian *et al.* 1994, Castro & Casatti 1997, Uieda *et al.* 1997, Gibran *et al.* 2001, Casatti, 2002, Ferreira & Casatti, 2006, Ceneviva-Bastos & Casatti 2007).

2.2. Composição do cenário referência para cálculo do IBI

Um cenário referência deveria representar as condições existentes numa época anterior à intensa ocupação dos continentes pelo homem, o que é praticamente impossível. Assim, idealmente um cenário referência deveria ser determinado com base em condições observadas em áreas que sofreram a menor interferência antrópica possível, tanto em escala regional quanto sítio-específico (Hughes 1995). Visto que cada trecho possui diferentes fisionomias, o que tornaria impraticável aplicar um mesmo cenário referência para aferir a integridade biótica de todos os trechos, foi adotada uma abordagem sítio-específico em função do porte dos riachos, discriminado pela hierarquia fluvial. Além disso, para se avaliar os reais danos antrópicos causados aos ambientes aquáticos, são necessárias adaptações em atributos já utilizados ou elaboração de novos atributos, de acordo com as características fisiográficas da região e da biota local (Tejerina-Garro *et al.* 2005). Por isto, as análises foram conduzidas de maneira separada para trechos de primeira, segunda e terceira ordens.

O cenário referência de trechos de primeira ordem foi proposto por Casatti *et al.* (2009a), em um estudo de integridade biótica em 56 trechos de primeira ordem nesta

mesma região. Para as demais ordens, em razão da escassez de áreas de referência comparáveis e do longo histórico de degradação da região, os cenários referência foram compostos a partir da combinação de informações publicadas, dados de coleções científicas (LIRP - Laboratório de Ictiologia de Ribeirão Preto-USP e DZSJRP- Departamento de Zoologia e Botânica UNESP-SJRP) e experiência de nossa equipe, representando uma estratégia comumente aplicada a tais situações (Hughes 1995). A aplicação de uma estratégia semelhante àquela aqui proposta é apresentada por Ferreira & Casatti (2006).

2.3. Seleção das métricas candidatas ao IBI

Como as métricas candidatas ao IBI de trechos de primeira ordem estão disponíveis no estudo de Casatti *et al.* (2009a), para atingir os objetivos pretendidos nesta etapa da análise, somente os trechos de segunda e terceira ordem serão avaliados. Foi realizada uma compilação de atributos descritos na literatura, visando selecionar de forma qualitativa os mais promissores, ou então adaptar alguns consagrados na literatura (vide estudos de Karr *et al.* 1986, Miller *et al.* 1988, Oberdorff & Hughes 1992, Lyons *et al.* 1995, Roth *et al.* 2000, Ganasan & Hughes 1998, Kamdem Toham & Teugels 1999, McCormick *et al.* 2001, Benejam *et al.* 2008) à realidade da fauna local.

De acordo com avaliações prévias realizadas na região (Casatti *et al.* 2006, 2009b), a degradação física do hábitat é a principal ameaça à integridade dos peixes, particularmente como resultado da remoção de vegetação ripária e simplificação do hábitat. Para cada candidata métricas qualitativamente selecionadas foram construídos gráficos do tipo “Box-and-Whisker plots” em função das condições de integridade física do hábitat, que variaram de melhores (classificada como bom ou regular) e piores

(classificadas como pobre ou muito pobre). Para trechos de segunda ordem as comparações incluíram três categorias de integridade física do hábitat (bom+regular, pobre e muito pobre) pelo fato de haver apenas um riacho classificado como bom nesta avaliação; para trechos de terceira ordem, a categoria muito pobre não foi registrada. As candidatas métricas cujos valores não se sobrepuseram entre as melhores e as piores condições de qualidade do hábitat foram selecionadas para compor o IBI.

A sensibilidade de cada métrica foi testada por meio dos procedimentos descritos por Baptista *et al.* (2007) (Fig. 2), de acordo com o grau de sobreposição entre os quartis dos “Box-and-Whisker plots” (Barbour *et al.* 1999) e confirmadas pelo teste T ($p < 0,05$).

Uma análise de redundância foi aplicada usando o coeficiente de correlação de Spearman entre pares de métricas. Este procedimento foi realizado com o intuito de simplificar o índice, reduzir custos de análises e evitar informação redundante; quando uma ou mais métricas foram redundantes ($r_s > 0,75$ e $p < 0,05$) apenas uma foi escolhida para representar a informação no índice (Baptista *et al.* 2007). Para cada par de métricas redundantes foi mantida aquela de cálculo mais simples.

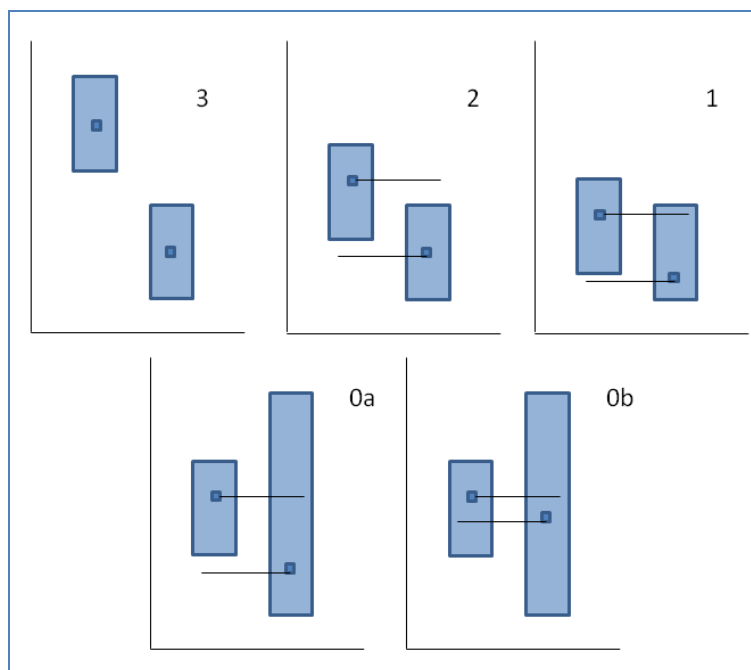


Fig. 2. Esquema utilizado para a avaliação da sensibilidade das métricas, de acordo com Barbour (1996). Quadrados representam as medianas e as caixas representam a variação inter-quartil (de 25 a 75%). Redesenhado a partir de Baptista *et al.* (2007).

2.4. Pontuação das métricas e cálculo do IBI

Os critérios para pontuação foram baseados nos escores superior e inferior de cada “Box-and-Whisker plot” (Fig. 3). O IBI para cada riacho foi determinado a partir do cálculo da média dos escores de todos os atributos para cada ordem de riacho e classificado em uma das quatro categorias de integridade biótica (bom, regular, pobre, muito pobre), após adaptações da proposta de Roth *et al.* (2000) (Tabela 2).

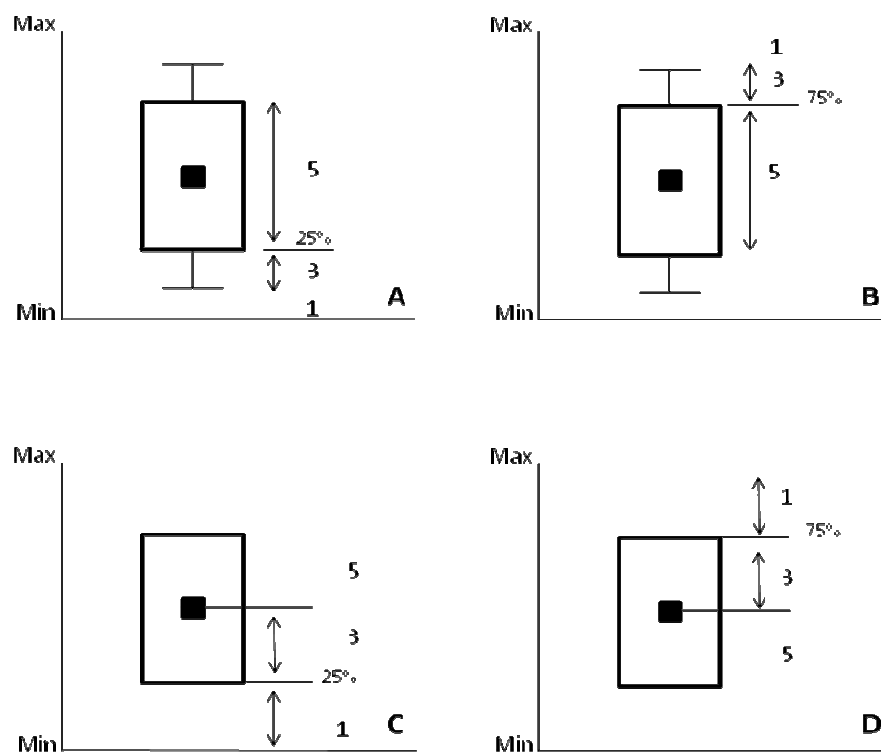


Fig. 3. Critério utilizado na determinação dos escores das métricas quando houve desvio-padrão (A e B) e quando não (C e D). Quadrados representam as medianas, as caixas representam a variação inter-quartil (de 25 a 75%) e as linhas o desvio-padrão. A e C indicam métricas que diminuem o valor conforme a degradação aumenta; B e D indicam métricas que aumentam o valor conforme a degradação aumenta. Redesenhado a partir de Baptista *et al.* (2007).

Tabela 2. Detalhe dos descritores de integridade biótica associados com cada categoria de IBI (adaptado de Roth *et al.* 2000).

Categoria	Valor numérico	Descrição
Bom	4,0 - 5,0	Comparável aos riachos referência e considerados minimamente impactados. Em média, os atributos biológicos se enquadram em mais de 75% da condição referência.
Regular	3,0 - 3,9	Comparável aos riachos referência, porém com alguns aspectos da biologia comprometidos. Em média, os atributos situam-se entre 75-50% da condição referência.
Pobre	2,0 - 2,9	Significante desvio da condição referência, com muitos aspectos da integridade biológica distantes da situação minimamente impactada. Em média, os atributos situam-se entre 50 e 25% da condição referência.
Muito Pobre	0 - 1,9	Forte desvio da condição referência, com muitos aspectos da integridade biológica alterados, indicando degradação séria. A maioria dos atributos biológicos está abaixo de 25% da condição referência.

3. RESULTADOS

3.1. Ictiofauna

Nos nove trechos que compõem o grupo FF foram registradas 35 espécies e no grupo NFF, 64. Desse total, 25 espécies foram exclusivamente coletadas nos riachos do grupo NFF e três no FF (Tabela 3).

Tabela 3. Classificação das espécies amostradas nos dois grupos de riachos de acordo com sua origem no sistema do Alto Rio Paraná (NAT - nativas; ALO - alóctones; EXO - exóticas), posição que ocupa na coluna d'água (BENT/REOF - bentônico de corredeira; BENT - bentônicos; NECT - nectônicos; NECT/BAR - nectônico associado aos barrancos; SUP - próximos da superfície; BENT/FOL – bentônicos associados a folhas; BENT/GAL – bentônico associado a galhos no barranco), tolerância à hipoxia (TOL – tolerantes; INTOL – intolerantes) e grupo trófico (PER – perifitívoros; DET - detritívoros; INSAQU – insetívoro com predomínio de espécies aquáticas; INSTER – insetívoro com predomínio de espécies terrestres; ONIV – onívoros; ALG – algívoros; CAR – carnívoro com predomínio de invertebrados e peixes).

Ordens, espécies e autoria	Origem ^a	Posição ^b	Tolerância ^c	Grupo trófico ^d
Characiformes				
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907) ¹	NAT	BENT/REOF	INTOL	PER
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1858	NAT	BENT/REOF	INTOL	PER
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948) ¹	NAT	BENT	INTOL	DET
<i>Cyphocharax vanderi</i> (Britski, 1980)	NAT	BENT	INTOL	DET
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948) ¹	NAT	BENT	INTOL	DET
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836) ¹	NAT	BENT	INTOL	DET
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	NAT	BENT	INTOL	ONIV
<i>Leporinus lacustris</i> Campos, 1945 ¹	NAT	BENT	INTOL	HERB
<i>Leporinus paranensis</i> Garavello & Britski, 1987 ¹	NAT	BENT	INTOL	ONIV
<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858	NAT	BENT	INTOL	HERB
<i>Characidium gomesi</i> Travassos, 1956	NAT	REOF	INTOL	INSAQU
<i>Characidium</i> aff. <i>lagosantense</i> Travassos, 1947 ¹	NAT	BENT	INTOL	INSAQU
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	NAT	BENT/REOF	INTOL	INSAQU
<i>Cheirodon stenodon</i> Eigenmann, 1915 ²	NAT	SUP	TOL	ALG
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	NAT	NECT	INTOL	ONIV
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	NAT	NECT	INTOL	INSTER
<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914 ¹	NAT	NECT	INTOL	INSTER
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	NAT	NECT	INTOL	INSTER
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	NAT	NECT	INTOL	INSTER
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	NAT	NECT	INTOL	ONI
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882) ¹	NAT	NECT	INTOL	INSTER
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903) ¹	ALO	NECT	TOL	ONIV
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)	NAT	NECT	INTOL	INSTER
<i>Oligosarcus pintoii</i> Campos, 1945	NAT	NECT/BAR	INTOL	INSTER
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	NAT	NECT	INTOL	INSAQU
<i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1858)	NAT	NECT	TOL	CAR
<i>Serrasalmus marginatus</i> Valenciennes, 1837 ¹	NAT	NECT	TOL	CAR
<i>Serrasalmus spilopleura</i> Kner, 1858 ¹	NAT	NECT	TOL	CAR
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	NAT	SUP	TOL	ALG
<i>Planaltina britskii</i> Menezes, Weitzman & Burns, 2003 ¹	NAT	SUP	INTOL	ONIV

continua

Continuação Tab. 3

<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875) ¹	NAT	NECT/BAR	INTOL	CAR
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801) ¹	NAT	NECT/BAR	TOL	CAR
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	NAT	NECT/BAR	TOL	ALG
<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	NAT	SUP	TOL	ALG
Siluriformes				
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i> Nijssen & Isbrücker, 1976	NAT	BENT	TOL	INSAQU
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758) ¹	NAT	BENT	TOL	ONIV
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	NAT	BENT	TOL	INSAQU
<i>Lepthoplosternum pectorale</i> (Boulenger, 1895) ¹				
<i>Hisonotus francirochai</i> (Ihering, 1928) ¹	NAT	BENT/FOL	INTOL	DET
<i>Otothyropsis marapoama</i> Ribeiro, Carvalho & Melo, 2005 ²	NAT	BENT/FOL	INTOL	DET
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	NAT	BENT	TOL	DET
<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)	NAT	BENT/REOF	INTOL	PER
<i>Hypostomus</i> sp. ¹	NAT	BENT/REOF	INTOL	PER
<i>Pseudopimelodus</i> aff. <i>pulcher</i> (Boulenger, 1887)	NAT	BENT/REOF	INTOL	INSAQU
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	NAT	BENT	INTOL	INSAQU
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911 ¹	NAT	BENT/REOF	INTOL	INSAQU
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	NAT	BENT	INTOL	INSAQU
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964)	NAT	BENT/GAL	INTOL	INSAQU
<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917	NAT	BENT	INTOL	INSAQU
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	NAT	BENT	TOL	INSAQU
Gymnotiformes				
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	NAT	NECT/BAR	TOL	INSAQU
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	NAT	BENT/FOL	INTOL	INSAQU
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801) ²	NAT	BENT/GAL	TOL	INSAQU
Cyprinodontiformes				
<i>Pamphorichthys hollandi</i> (Henn, 1916) ¹	NAT	SUP	INTOL	ONI
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008 ¹	NAT	SUP	INTOL	ONIV
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	EXO	SUP	TOL	DET
Synbranchiformes				
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	NAT	NECT/BAR	TOL	CAR
Perciformes				
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	NAT	BENT	TOL	CAR
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982	NAT	NECT/BAR	INTOL	INSAQU
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	NAT	BENT	TOL	ONIV
<i>Laetacara</i> aff. <i>dorsigera</i> (Heckel, 1840) ¹	NAT	BENT	TOL	ONIV
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758) ¹	EXO	BENT	TOL	ONIV
<i>Satanoperca pappaterra</i> (Heckel, 1840)	ALO	BENT	TOL	ONIV
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897) ¹	EXO	BENT	TOL	ONIV

Classificação taxonômica segue Buckup *et al.* (2007).

¹ Espécies coletadas apenas nos riachos NFF.

² Espécies coletadas apenas nos riachos FF.

^a Langeani *et al.* (2007).

^b Casatti *et al.* (2001), L. Casatti (observações pessoais), Casatti (2002); observações pessoais do autor.

^c Kramer & Mehegan (1981), Araujo & Garutti (2003), Bozzetti & Schulz (2004), L. Casatti (observações pessoais).

^d Andrian *et al.* (1994), Casatti (2002), Castro & Casatti (1997), Ceneviva-Bastos & Casatti (2007), Ferreira & Casatti (2006), Gibran *et al.* (2001), Pompeu (1999), Uieda *et al.* (1997), observações pessoais do autor.

3.2. Métricas selecionadas e teste de sensibilidade

Foram selecionadas 19 métricas compiladas da literatura e uma nova métrica foi elaborada, somando 20 candidatas métricas ao IBI, que se referem à estrutura da comunidade (riqueza, abundância e dominância), ao uso de hábitat e tolerância à hipóxia (Tabela 4, Figs. 4, 5). Dessas, 18 foram testadas para os trechos de segunda ordem e 15 para os trechos de terceira ordem; dentre as 20, 13 foram testadas em ambas as ordens. Após a construção dos “Box-and-Whisker plots” (Figs. 4, 5), foi realizada a avaliação visual de cada um para testar a sensibilidade de cada métrica, juntamente com a aplicação do teste T entre a melhor e pior categoria de integridade física para os trechos de segunda (Tabela 5) e terceira ordem (Tabela 6).

Tabela 4. Métricas candidatas ao IBI (n=20) selecionadas qualitativamente para serem aplicadas nos trechos de segunda e terceira ordem.

Candidatas Métricas	Ordem	Referência
Riqueza, abundância e dominância		
Riqueza de espécies	2 ^a /3 ^a	Karr (1981)
Riqueza de espécies nativas	2 ^a /3 ^a	Lyons <i>et al.</i> (1995)
Percentual de abundância de nativas	2 ^a /3 ^a	Benejam <i>et al.</i> (2008)
Percentual de riqueza de Characiformes e Siluriformes	2 ^a /3 ^a	Ferreira & Casatti (2006)
Percentual de abundância de Characiformes e Siluriformes	2 ^a /3 ^a	Casatti <i>et al.</i> (2009)
Riqueza de Siluriformes	3 ^a	Ferreira & Casatti (2006)
Percentual de abundância de indivíduos que se abrigam na vegetação marginal	2 ^a	Ferreira & Casatti (2006)
Dominância (Índice de Berger-Parker)	2 ^a /3 ^a	Casatti <i>et al.</i> (2009)
Dominância (Índice de Simpson)	2 ^a /3 ^a	Ferreira & Casatti (2006)
Uso de hábitat		
Riqueza de espécies nectônicas	2 ^a /3 ^a	Karr (1981)
Percentual de abundância de nectônicos	2 ^a /3 ^a	Ferreira & Casatti (2006)
Riqueza de espécies bentônicas	2 ^a	Karr (1981)
Percentual de abundância de bentônicos	2 ^a	Lyons <i>et al.</i> (1995) adaptado
Riqueza de espécies reofílicas	2 ^a	Harris (1995)
Percentual de abundância de reofílicos	2 ^a	Ferreira & Casatti (2006)
Tolerância		
Riqueza de espécies tolerantes	3 ^a	Ferreira & Casatti (2006)
Riqueza de espécies não tolerantes	2 ^a /3 ^a	Bozzetti & Schulz (2004)
Percentual de abundância de tolerantes	2 ^a /3 ^a	Karr (1981) adaptado
Percentual de abundância de <i>Poecilia reticulata</i>	2 ^a /3 ^a	Ferreira & Casatti (2006)
Percentual de abundância de espécies não nativas tolerantes	2 ^a /3 ^a	presente estudo

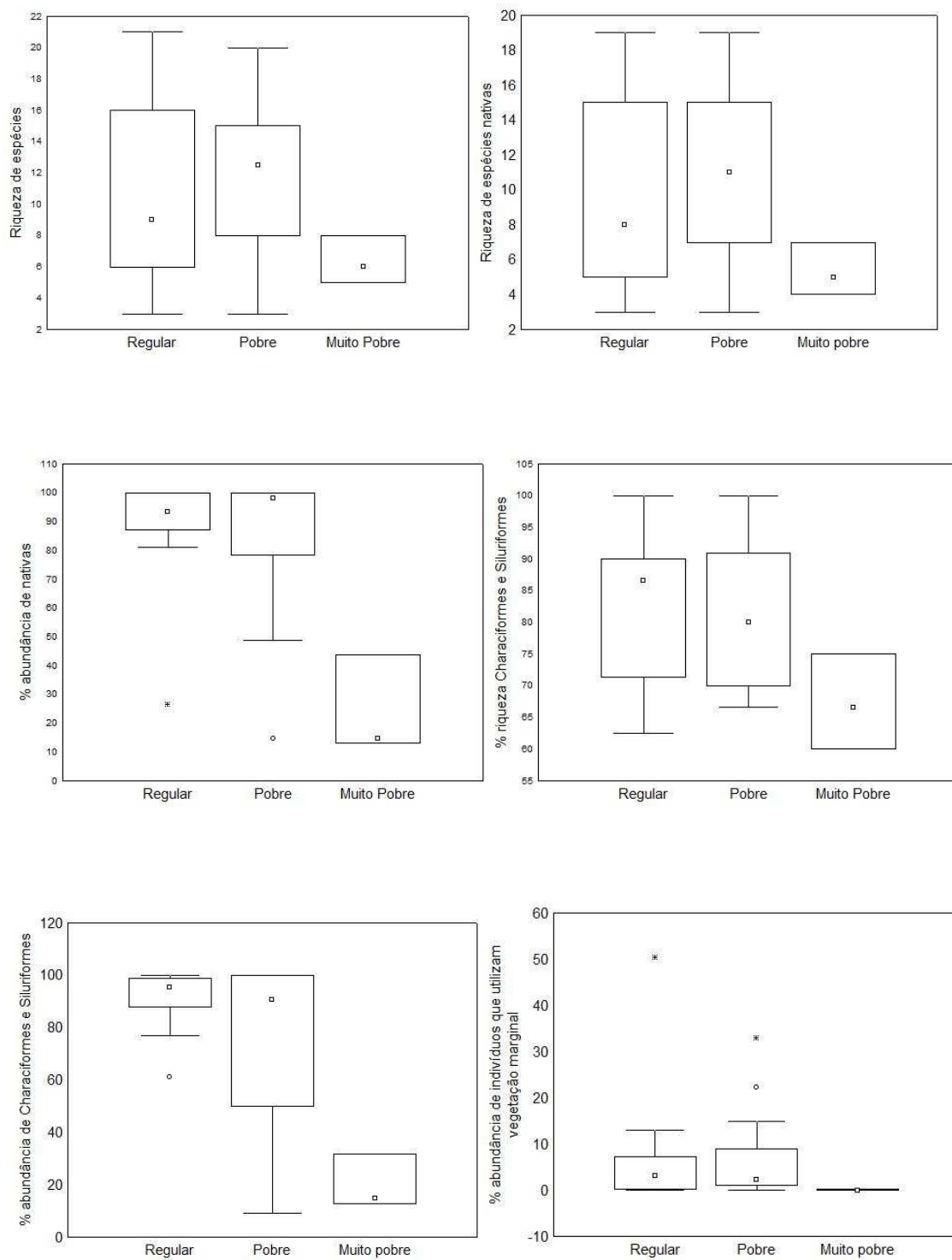


Fig. 4A. Representação gráfica da média (quadrados), 1 e 3 quartis (caixas), desvio-padrão (linhas), outliers (círculos) e extremos (asterisco) de seis métricas testadas em função das categorias de integridade do hábitat para os trechos de segunda ordem.

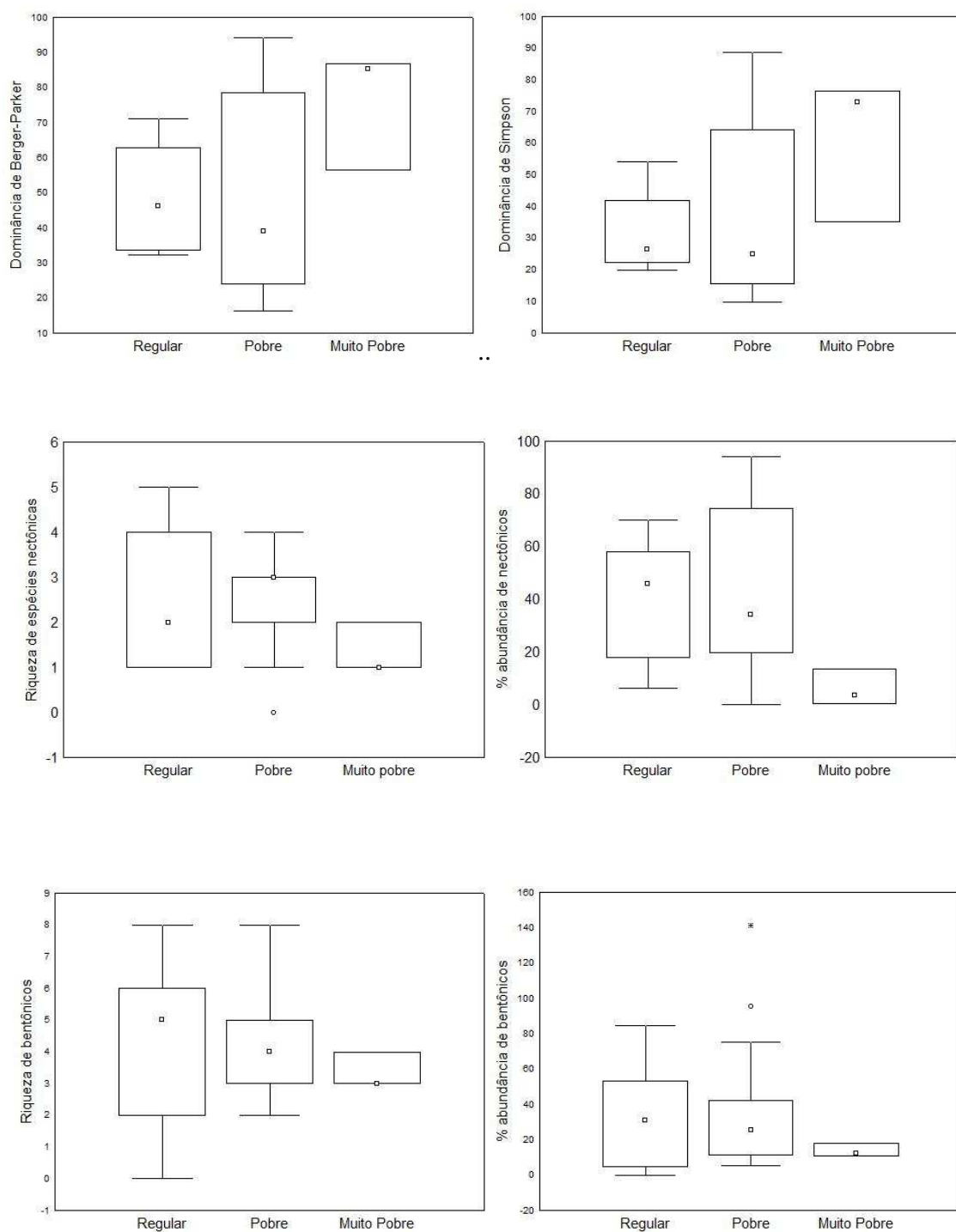


Fig. 4B. Representação gráfica da média (quadrados), 1 e 3 quartis (caixas), desvio-padrão (linhas), outliers (círculos) e extremos (asterisco) de seis métricas testadas em função das categorias de integridade do hábitat para os trechos de segunda ordem.

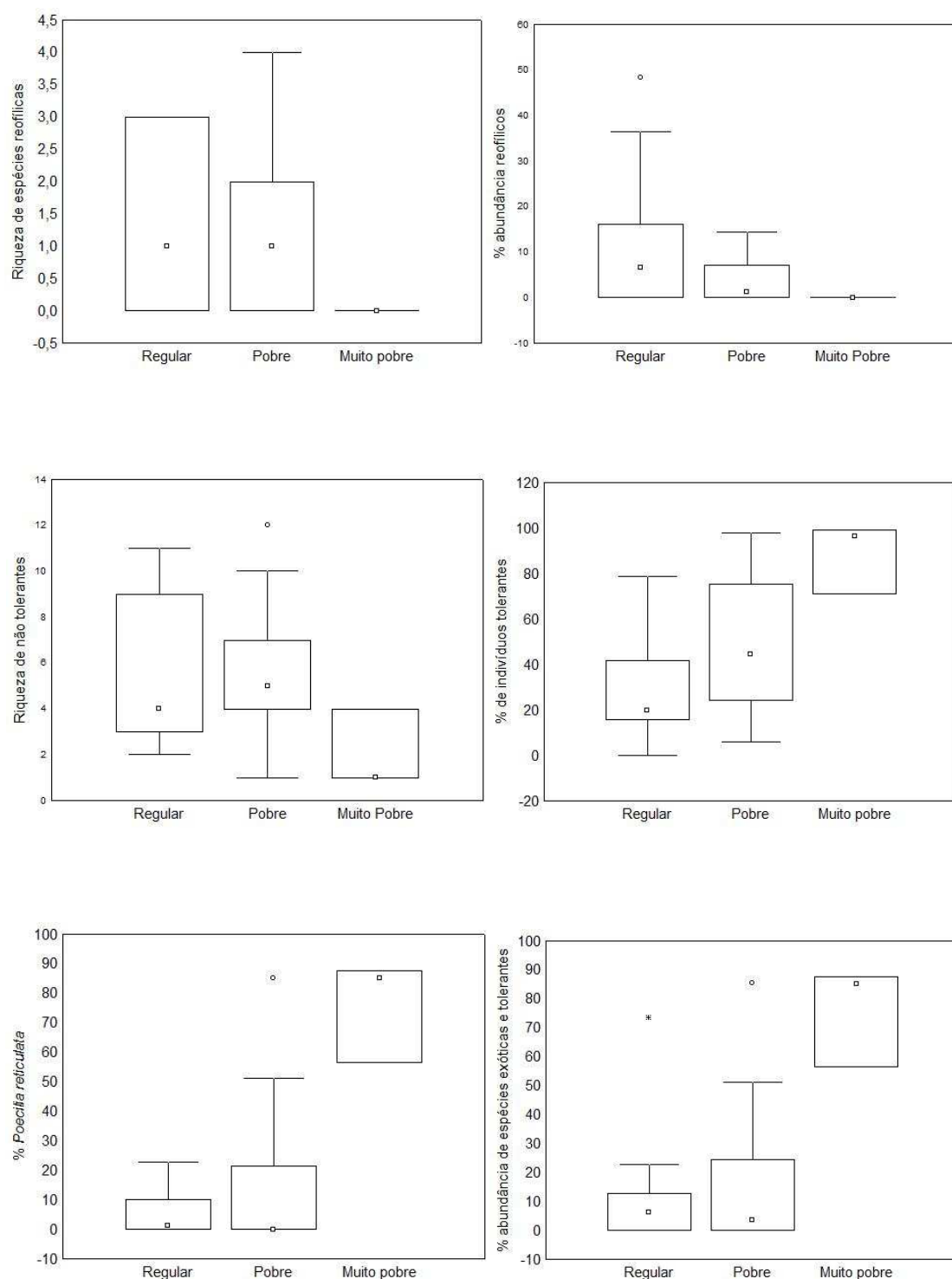


Fig. 4C. Representação gráfica da média (quadrados), 1 e 3 quartis (caixas), desvio-padrão (linhas), outliers (círculos) e extremos (asterisco) de seis métricas testadas em função das categorias de integridade do hábitat para os trechos de segunda ordem.

Tabela 5. Resposta das métricas entre os scores dos “Box-and-Whisker plots” (teste de sensibilidade), do teste T e validação da métrica quando $p < 0,05$ para os trechos de segunda ordem.

Métricas	Teste de sensibilidade	F-ratio	validação
Riqueza de espécies	2	12,15584	-
Riqueza de espécies nativas	2	11,23636	-
% abundância de espécies nativas	3	1,5181	válido
% riqueza de Characiformes e Siluriformes	2	2,376584	válido
% abundância de Characiformes e Siluriformes	3	1,312647	válido
% abundância de indivíduos que se abrigam na vegetação marginal	2	7124,43	-
Dominância de Berger-Parker	2	1,473535	válido
Dominância de Simpson	2	3,512371	válido
Riqueza de nectônicos	0b	5,563636	-
% abundância de nectônicos	3	10,47863	válido
Riqueza de bentônicos	0a	20,89091	-
% abundância de bentônicos	0a	50,16646	-
Riqueza de reofílicos	0a	0	-
% abundância de reofílicos	0a	0	-
Riqueza de espécies não tolerantes	0a	3,490909	-
% abundância de tolerantes	3	1,830974	válido
% abundância de <i>Poecilia reticulata</i>	3	5,516479	válido
% abundância de espécies não nativas tolerantes	3	1,502929	válido

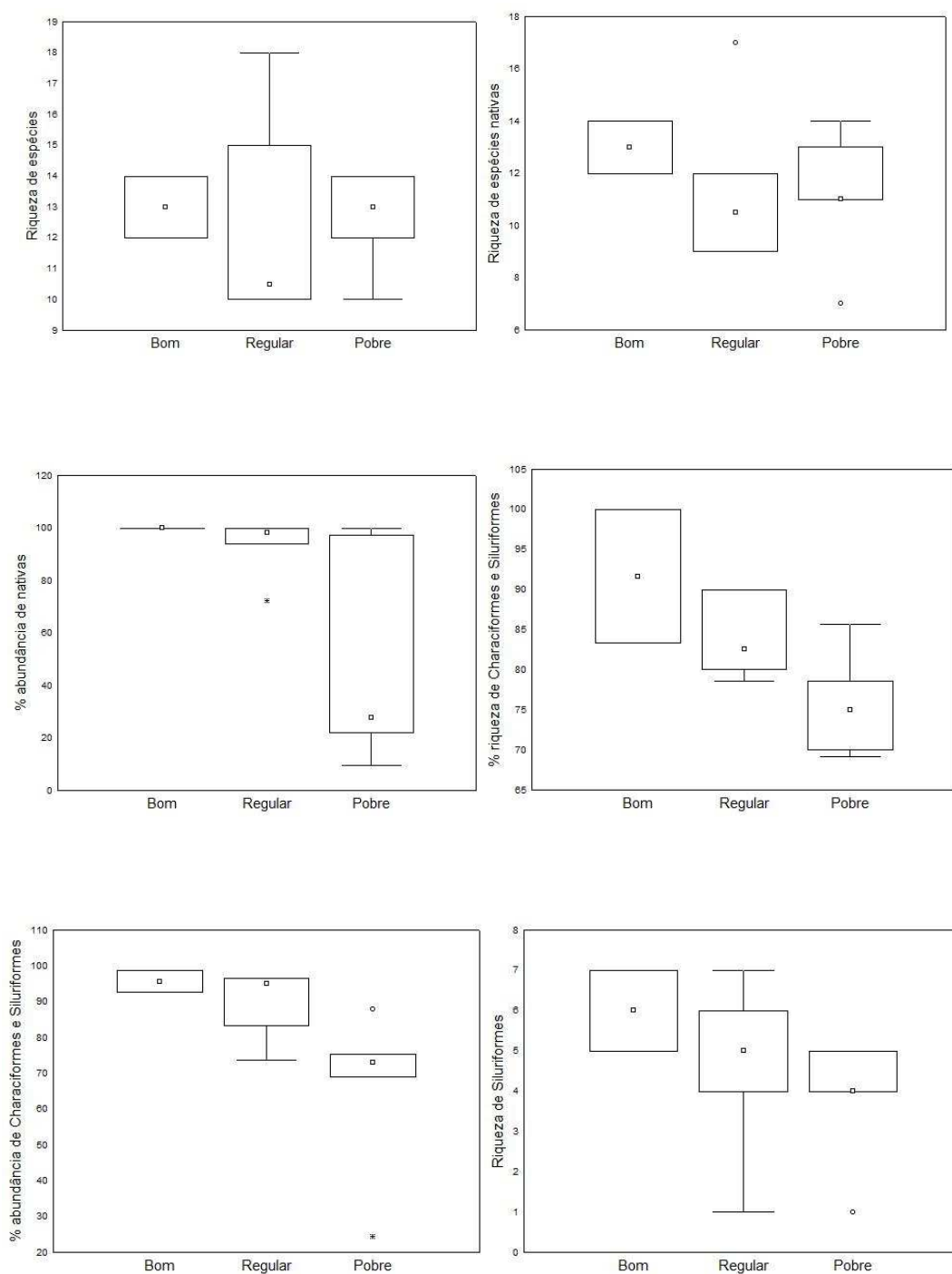


Fig. 5A. Representação gráfica da média (quadrados), 1 e 3 quartis (caixas), desvio-padrão (linhas), outliers (círculos) e extremos (asterisco) de seis métricas testadas em função das categorias de integridade do habitat para os trechos de terceira ordem.

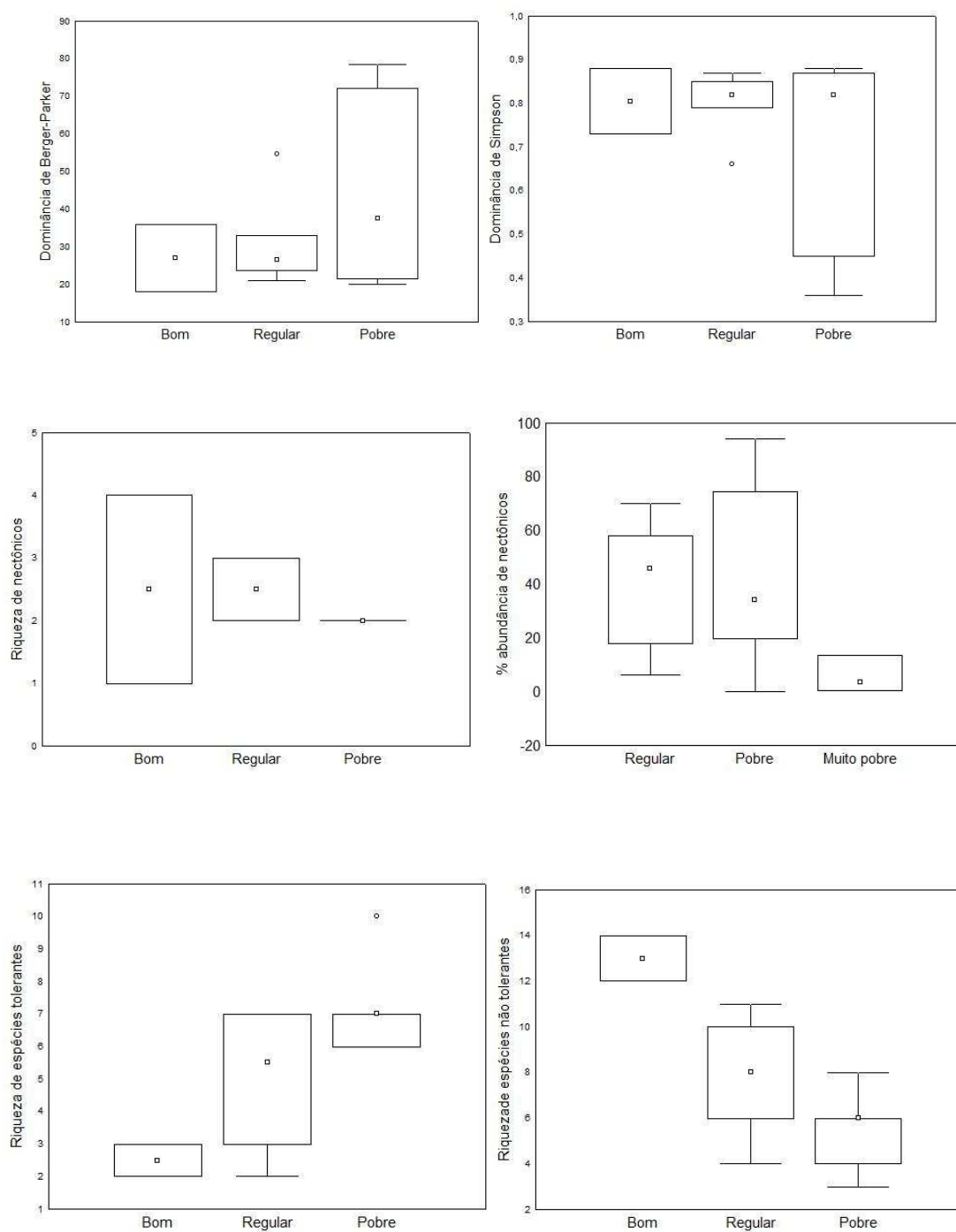


Fig. 5B. Representação gráfica da média (quadrados), 1 e 3 quartis (caixas), desvio-padrão (linhas), outliers (círculos) e extremos (asterisco) de seis métricas testadas em função das categorias de integridade do habitat para os trechos de terceira ordem.

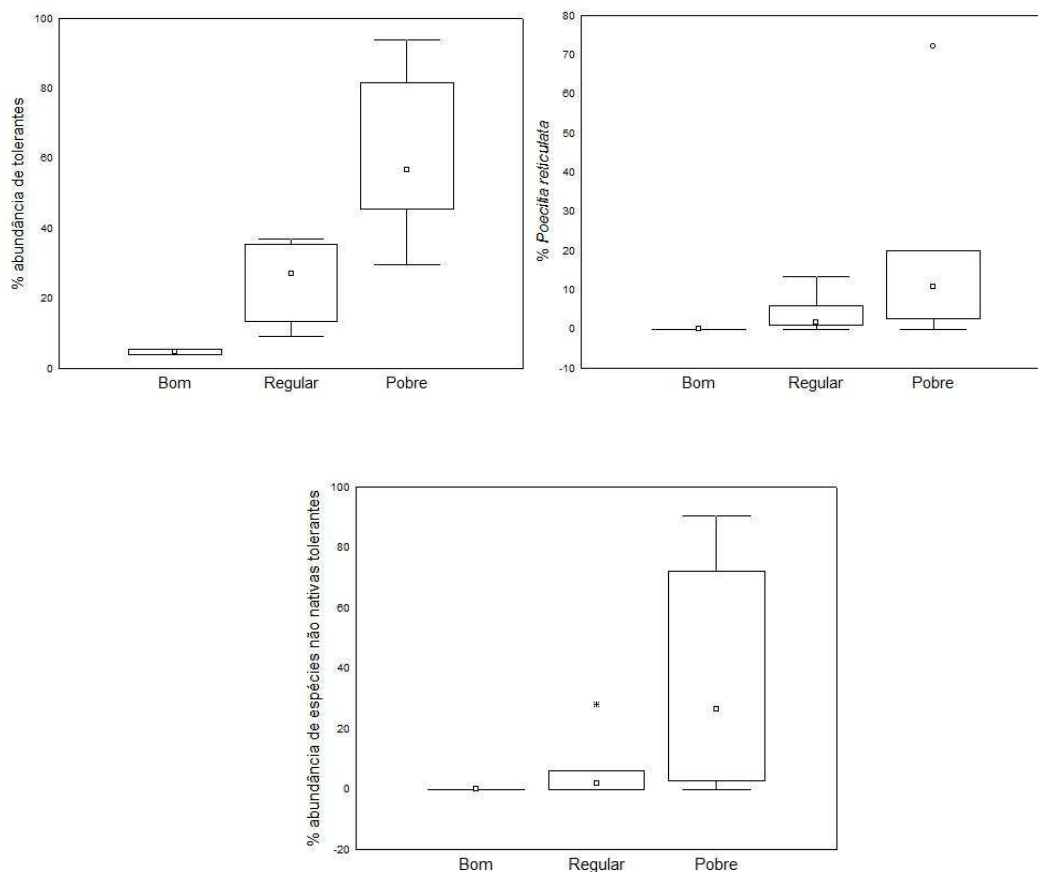


Fig. 5C. Representação gráfica da média (quadrados), 1 e 3 quartis (caixas), desvio-padrão (linhas), outliers (círculos) e extremos (asterisco) de três métricas testadas em função das categorias de integridade do habitat para os trechos de terceira ordem.

Dentre as 18 métricas testadas para os trechos de segunda ordem, apenas nove foram validadas pelo teste T (Tabela 5). Após o teste de redundância (Tabela 7), foi retirada a “dominância de Berger-Parker”, “percentual de abundância de *Poecilia reticulata*” e “percentual de abundância de espécies não nativas tolerantes”, restando seis métricas que foram utilizadas para avaliação da integridade biótica (Tabela 10).

Tabela 6. Resposta das métricas para a comparação visual entre os escores dos “Box-and-Whisker plots” (teste de sensibilidade), do Teste T e validação da métrica quando $p < 0,05$ para os trechos de terceira ordem.

Métricas	Teste de sensibilidade	F-ratio	validação
Riqueza de espécies	0b	1,4	-
Riqueza de espécies nativas	2	3,6	-
% abundância de espécies nativas	2	0	-
% riqueza de Characiformes e Siluriformes	3	3,037356	-
% abundância de Characiformes e Siluriformes	3	34,99744	-
Riqueza de Siluriformes	3	1,35	-
Dominância de Berger-Parker	1	4,762235	-
Dominância de Simpson	1	5,576	-
Riqueza de nectônicos	0a	0	-
% abundância de nectônicos	0a	1,07226	-
Riqueza de espécies tolerantes	3	5,4	válido
Riqueza de espécies não tolerantes	3	1,9	válido
% abundância de tolerantes	3	610,1671	válido
% abundância de <i>Poecilia reticulata</i>	2	0	-
% abundância de espécies não nativas tolerantes	2	0	-

No caso dos trechos de terceira ordem, das 15 candidatas métricas selecionadas, seis discriminaram os efeitos do impacto pelo teste de sensibilidade e somente três foram validadas pelo teste T (Tabela 6). Após a aplicação da análise de redundância somente restaram duas métricas (“riqueza de espécies tolerantes” e “percentual de espécies tolerantes”); por esta razão optou-se por manter todas as métricas sensíveis identificadas na Tabela 6. Com esta inclusão, o teste de redundância foi novamente aplicado (Tabela 8) e a métrica “riqueza de espécies não tolerantes” foi excluída, restando cinco métricas válidas (Tabela 11).

As métricas utilizadas para avaliar a integridade biótica dos trechos de primeira ordem associados a fragmentos florestais foram as mesmas determinadas por Casatti *et al.* (2009) (Tabela 9).

Tabela 7. Teste de correlação de Spearman para identificar a redundância entre métricas para trechos de segunda ordem. Os pares de métricas com alto valor de correlação ($r_s > 0,75$, $p < 0,05$) estão destacados em negrito.

Métricas	B	C	D	E	F	G	H	I
A	0,491	0,672	0,213	0,133	0,453	0,652	0,836	0,858
B	-	0,663	-0,116	-0,121	0,166	0,412	0,363	0,431
C	-	-	-0,075	-0,116	0,346	0,619	0,653	0,507
D	-	-	-	0,947	0,391	0,273	0,055	0,134
E	-	-	-	-	0,32	0,194	0,02	0,119
F	-	-	-	-	-	0,517	0,347	0,37
G	-	-	-	-	-	-	0,526	0,612
H	-	-	-	-	-	-	-	0,774

(A) % abundância de espécies nativas, (B) % de riqueza de Characiformes e Siluriformes, (C) % de abundância de Characiformes e Siluriformes, (D) índice de dominância de Berger-Parker, (E) índice de dominância de Simpson, (F) % de abundância de nectônicos, (G) % de abundância de espécies tolerantes, (H) % de abundância de *Poecilia reticulata*, (I) % de abundância de espécies não nativas e tolerantes.

Tabela 8. Teste de correlação de Spearman para identificar a redundância entre métricas para trechos de terceira ordem. Os pares de métricas com alto valor de correlação ($r > 0,75$, $p < 0,05$) estão destacados em negrito.

Métricas	B	C	D	E	F
A	0,338	0,415	0,576	0,589	0,456
B	-	0,253	0,378	0,391	0,696
C	-	-	0,364	0,381	0,317
D	-	-	-	0,996	0,701
E	-	-	-	-	0,688

(A) % de riqueza de Characiformes e Siluriformes, (B) % de abundância de Characiformes e Siluriformes, (C) riqueza de Siluriformes, (D) riqueza de espécies tolerantes, (E) riqueza de espécies não tolerantes, (F) % de abundância de espécies tolerantes.

Tabela 9. Atributos selecionados para trechos de primeira ordem (de acordo com estudo de Casatti *et al.* 2009a), resposta prevista conforme o aumento de degradação e escores utilizados para pontuação.

Atributos	Resposta prevista	Escore		
		5	3	1
Número de espécies nativas	diminui	$x \geq 14$	$x = 13$	$x < 13$
Dominância	aumenta	$x < 12$	$12 \leq x < 20$	$x \geq 20$
Número de espécies nectônicas	diminui	$x \geq 3$	$x = 2$	$x \leq 1$
Número de espécies de reofílicas	diminui	$x > 2$	$x = 2$	$x \leq 1$
Percentual de indivíduos tolerantes	aumenta	$x < 32$	$32 \leq x < 58$	$x \geq 38$

Tabela 10. Atributos selecionados para trechos de segunda ordem, resposta prevista conforme o aumento de degradação e escores utilizados para pontuação.

Atributos	Resposta prevista	Escore		
		5	3	1
% abundância de espécies nativas	Diminui	$x \geq 87$	$81 \leq x < 87$	$x < 81$
% riqueza de Characiformes e Siluriformes	Diminui	$x \geq 92$	$83 \leq x < 92$	$x < 83$
% abundância de Characiformes e Siluriformes	Diminui	$x \geq 87,5$	$77 \leq x < 87,5$	$x < 77$
Dominância de Simpson	Aumenta	$x < 42$	$42 \leq x < 54$	$x \geq 54$
% abundância de nectônicos	Diminui	$x \geq 18$	$7 \leq x < 18$	$x < 7$
% abundância de tolerantes	Aumenta	$x < 42$	$42 \leq x < 79$	$x \geq 79$

Tabela 11. Atributos selecionados para trechos de terceira ordem, resposta prevista conforme o aumento de degradação e escores utilizados para pontuação. *Métricas identificadas com o código 3 no teste de sensibilidade da Tabela 6, mas não validadas pelo teste T.

Atributos	Resposta prevista	Escore		
		5	3	1
% riqueza de Characiformes e Siluriformes*	Diminui	$x \geq 92$	$83 \leq x < 92$	$x < 83$
% abundância de Characiformes e Siluriformes*	Diminui	$x \geq 95,5$	$92,5 \leq x < 95,5$	$x < 92,5$
Riqueza de Siluriformes*	Diminui	$x \geq 6$	$x = 5$	$x \leq 4$
Riqueza de espécies tolerantes	Aumenta	$x \leq 2$	$x = 3$	$x > 3$
% abundância de tolerantes	Aumenta	$x \leq 5$	$x = 6$	$x > 6$

3.3. Avaliação do IBI

Os três trechos de primeira ordem do grupo FF foram classificados na categoria muito pobre; dos trechos de segunda ordem também do grupo FF, dois foram avaliados com boa qualidade biótica, sendo estes localizados no interior dos fragmentos; um foi classificado como regular, localizado na borda do fragmento (Tabela 12). Daqueles trechos de segunda ordem NFF, 51,7% foram considerados bons ou regulares, 17,2 pobres e 13,8% muito pobres.

Os trechos FF de terceira ordem foram classificados como bom e regular: apenas um trecho, localizado no interior do fragmento, foi classificado com boa integridade; dois trechos localizados um no interior e outro na borda do fragmento foram classificados como regulares (Tabela 12). Dentre os trechos NFF de terceira ordem, nenhum foi avaliado como bom ou regular, 30% foram avaliados como pobre e 70% como muito pobre.

Tabela 12. Valores médios para cada categoria de IBI avaliado para os trechos florestados (FF) e não florestados (NFF) de primeira, segunda e terceira ordem.

Categorias e números de trechos (N)	1ª ordem		2ª ordem		3ª ordem	
	FF	NFF*	FF	NFF	FF	NFF
Bom	-	4,2	4,5 ± 0,23	4,4 ± 0,28	4,6	-
N	-	1	2	15	1	-
Regular	-	3,1 ± 0,2	3,3 ± 0,29	3,4 ± 0,27	3,6 ± 0,28	-
N	-	4	1	5	2	-
Pobre	-	2,4 ± 0,2	-	2,6 ± 0,15	-	2,2
N	-	10	-	5	-	3
Muito Pobre	1,6 ± 0,23	1,3 ± 0,3	-	1,2 ± 0,33	-	1,3 ± 0,2
N	3	41	-	4	-	7

* Informações de Casatti *et al.* (2009).

4. DISCUSSÃO

4.1. Métricas selecionadas

As métricas “riqueza de espécies” (Karr 1981), “percentual de abundância de indivíduos que se abrigam na vegetação marginal” (Ferreira & Casatti 2006), “riqueza de nectônicos” (Araújo *et al.* 2003, Casatti *et al.* 2009a, Quadir & Malik 2009), “riqueza e percentual de abundância de bentônicos” (Karr 1981, Lyons *et al.* 1995, Bozzetti & Schulz 2004, Quadir & Malik 2009), “riqueza e percentual de abundância de reofílicos” (Harris 1995, Pont *et al.* 2007, Casatti *et al.* 2009a) e “riqueza de espécies não tolerantes” (Araújo *et al.* 2003, Bozzetti & Schulz 2004, Pont *et al.* 2007, Quadir & Malik 2009), apesar de mostrarem-se sensíveis em outros estudos para discriminar locais de alta integridade daqueles de menor integridade biótica não foram sensíveis para avaliar a integridade biótica dos trechos aqui estudados.

Nos trechos de primeira ordem, as métricas foram as mesmas do estudo de Casatti *et al.* (2009a). Os menores escores foram atribuídos ao “número de espécies nativas”, “dominância de Simpson”, “número de espécies nectônicas” e “número de espécies reofílicas”. Essas métricas estão relacionadas à estrutura da comunidade e ao uso do habitat, que são umas das características que primeiro são alteradas com a degradação (Roth *et al.* 1996), pois a eliminação de micro-habitats nesses ambientes acabam também eliminando as espécies mais sensíveis (Schlosser 1991) e afetando a riqueza de espécies nativas e indicadoras de habitats íntegros como as de hábito reofílico e nectônico.

Nos trechos de segunda ordem seis métricas foram validadas. Relacionadas à estrutura da comunidade foram: “percentual de abundância de espécies nativas”, adaptada diversas vezes a partir de Karr (1981), tende a diminuir em resposta à

degradação, pois os impactos estruturais eliminam habitats específicos de diversas espécies (Karr & Dudley 1981); “percentual de riqueza de Characiformes e Siluriformes” e “percentual de abundância de Characiformes e Siluriformes” já foram utilizados por Ferreira & Casatti (2006) e Casatti *et al.* (2009a). Sua robustez em discriminar os impactos antrópicos pode estar relacionada ao fato de que essas duas ordens são predominantes na região Neotropical (Castro *et al.* 2003, 2004) e condições degradadas poderiam afetar essa proporção. A métrica “dominância de Simpson”, inicialmente utilizado por Ferreira & Casatti (2006), indica um desvio da condição esperada, visto que uma comunidade diversa e íntegra não apresenta alta dominância de uma espécie e espera-se que isso ocorra em ambientes mais degradados, onde espécies mais tolerantes seriam favorecidas (Ferreira & Casatti 2006, Casatti *et al.* 2009a). Referindo-se ao uso do habitat, “percentual de abundância de nectônicos” tende a diminuir em condições de degradação, pois ambientes assoreados tendem a perder esse habitat pela diminuição na altura da coluna d’água (Bozzetti & Schulz 2004). E com relação à tolerância à ambientes pouco oxigenados a métrica validada foi “percentual de abundância de tolerantes”, referida como capaz de discriminar ambientes degradados daqueles mais íntegros, pois em em condições impactadas há um aumento no número de indivíduos com adaptações à hipoxia (Bozzetti & Schulz 2004, Casatti *et al.* 2009a).

As métricas selecionadas para avaliação da integridade biótica dos trechos de terceira ordem foram cinco: “percentual de riqueza de Characiformes e Siluriformes” e “percentual de abundância de Characiformes e Siluriformes”, que assim como dito acima para os riachos de segunda ordem, foram úteis na detecção dos sinais de degradação; “riqueza de Siluriformes” foi proposta por Ferreira & Casatti (2006) como sensível à degradação, pois estas autoras constataram que, em ambientes de com maior volume de habitat, como trechos de terceira e quarta ordem, o número de espécies desse

grupo tende a ser maior em ambientes mais conservados (Stopiglia 2001, Garutti 1988), e, assim como o previsto, diminuíram em condições de homogeneização do substrato por deposição de sedimento. As métricas “riqueza de tolerantes” e “percentual de abundância de tolerantes” também discriminaram os efeitos da degradação ambiental, que proporcina o aumento em número de espécies e na sua abundância.

Algumas métricas foram validadas tanto para trechos de segunda quanto de terceira ordem: “percentual de riqueza de Characiformes e Siluriformes”, “percentual de abundância de Characiformes e Siluriformes” e “percentual de abundância de espécies tolerantes”. Houve algumas mudanças apenas nos valores limites para os escores, mas essas métricas foram sensíveis igualmente para as duas hierarquias fluviais. A robustez dessas métricas pode ser devido ao fato de que ambientes degradados estão mais sujeitos à colonização por espécies mais tolerantes que substituem as espécies mais sensíveis (Karr 1981) ao caráter filogeneticamente conservador de ambientes lóticos Neotropicais, que as proporções das ordens dominantes (Characiformes e Siluriformes) alteradas apenas quando sob imposição de fortes danos físicos no hábitat.

As métricas redundantes geralmente são eliminadas das avaliações de integridade, pois acabam por enviesar o índice final para mais ou para menos, de acordo com o tipo de resposta da métrica à degradação. De acordo com Stoddard *et al.* (2008) não são necessários mais que uma métrica por categoria de avaliação, visto que isso afrouxaria o poder do índice. Por outro lado, algumas métricas, apesar redundantes em alguns ambientes, podem ser úteis em outras situações, como no exemplo citado por Karr & Chu (1999). Estes autores mencionam que os invertebrados bentônicos de corpo mole são indicadores de degradação na América do Norte, mas, ao incluir algumas espécies de moluscos, indicam boas condições em índices utilizados no Japão. Desta

forma, nem sempre essas métricas devem ser desconsideradas, podendo ser úteis dentro do rol de opções disponíveis quando na ausência de outra utilizada no IBI.

Muitos estudos com índices multimétricos baseiam-se em outros já desenvolvidos, utilizando as mesmas métricas aplicadas ou adaptando-as (Karr & Chu 1999). Por isso, a utilidade das métricas redundantes não pode ser descartada, pois na impossibilidade de obter-se uma métrica validada, o leitor estará ciente que outra poderá ser usada com a mesma confiabilidade. Assim, reiteramos que apesar das métricas redundantes terem sido retiradas desta avaliação final, sua importância e confiabilidade não diminuem, visto que foram validadas por meio de estatísticas confiáveis.

4.2. Integridade biótica dos trechos avaliados

Os três trechos de primeira ordem associados a fragmentos florestais apresentaram integridade biótica muito pobre. Apesar de associados a um fragmento bastante representativo da região, estes trechos se localizam na borda do fragmento. Isso demonstra que a íntima relação com uma área preservada do ponto de vista vegetacional – uma das margens do riacho em contato com o fragmento – não garante a manutenção da integridade da biota aquática, pois os impactos incidentes sobre a margem oposta possivelmente neutralizam os benefícios da margem protegida. Dentre estes impactos, podem ser citadas as atividades agrícolas desenvolvidas na matriz, que diminuem a integridade física do habitat (vide Naiman & Décamps 1997, Kandem Toham & Teugels 1999).

Apesar dos trechos do grupo FF estarem restritos aos maiores fragmentos florestais da região (com mais de 200 ha), que em tese representariam as melhores

condições regionais, os trechos de primeira ordem estão inseridos em áreas onde a matriz é dominada por monoculturas que utilizam muitos insumos agrícolas. Nas monoculturas de cana-de-açúcar destacam-se o uso de fertilizantes e herbicidas (Ometto *et al.* 2000, Armas *et al.* 2005) e, na citricultura, pesticidas (Miles & Pfeuffer 1997).

Além disso, as espécies que ocorrem em trechos de cabeceira são altamente sensíveis a impactos causados pela retirada da vegetação ripária, pois o pequeno tamanho torna sua relação com a região exterior muito próxima e dependente (Meyer *et al.* 2007). Estudos desenvolvidos nesta mesma região de estudo, com trechos de primeira ordem em áreas desmatadas, registram esse mesmo padrão de baixa integridade biótica e demonstraram alta relação com a baixa integridade estrutural da vegetação ripária (Ferreira & Casatti 2006, Casatti *et al.* 2009a).

Tomando por exemplo as Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) São José dos Dourados e Turvo Grande, no noroeste de São Paulo, a área superficial é 2.377 mil ha (Nalon *et al.* 2008). Nessas duas UGRHIs, a extensão de trechos de primeira, segunda e terceira ordens é de 11.017,8, 4.139,8 e 1.978,2 km, respectivamente (Lilian Casatti, com. pess.). Conforme apontado por Casatti *et al.* (2009a), 91% dos trechos de primeira ordem apresentam integridade biótica pobre ou muito pobre, indicando que, em uma escala regional, aproximadamente 10 mil km de riachos de primeira ordem possuem condições de integridade abaixo da metade do esperado. Nem mesmo os que supostamente apresentariam melhores condições por estarem associados a fragmentos florestais, como foi o caso desta pesquisa, demonstraram melhores condições.

Dentre os três trechos de segunda ordem do grupo FF, dois apresentaram boa integridade biótica e um regular. Os dois trechos classificados como ‘bons’ estão localizados no interior de fragmentos florestais e o de categoria regular está na borda do

fragmento. Para os 29 trechos de segunda ordem do grupo NFF, mais de 50% foram avaliados como ‘bons’, indicando que muitos aspectos da integridade da biota aquática, aqui representada pelos peixes, são comparáveis àqueles de áreas florestadas.

No caso dos trechos de segunda ordem, pode-se dizer que aproximadamente 40,7% de toda extensão apresentam integridade boa ou regular, indicando melhores condições de conservação do que aqueles de primeira ordem. Podem ser levantadas algumas explicações para essas diferenças. Em comparação aos trechos de primeira ordem, os de segunda ordem apresentam porte maior e, por esta razão, não são tão visados para construção de açudes nas áreas rurais. Ainda, embora exista legislação que regulamente o uso das áreas de preservação permanente (Lei no. 4771/65 do Código Florestal), normalmente os trechos de primeira ordem, em razão de serem mais rasos, são usados como bebedouros para criações, especialmente de gado bovino, que compromete seriamente a qualidade estrutural do hábitat pelo pisoteio das margens (Yankey *et al.* 1991 *apud* Wohl & Carline 1996, Belsky 1999).

Os trechos de terceira ordem com melhor integridade biótica (bons ou regulares) foram apenas os do grupo FF; no NFF, 70% dos riachos foram avaliados como muito pobres, indicando alto grau de desvio da condição esperada. Assim como a riqueza e diversidade aumentam ao longo do gradiente longitudinal (Vannote *et al.* 1980), os danos causados às cabeceiras desses riachos e ao longo de seu curso também são cumulativos, refletindo os impactos impostos pela matriz aos trechos à montante desses cursos (Karr & Dudley 1981). Ainda de acordo com o contínuo fluvial, tais impactos tendem a ser potencializados no sentido cabeceira-foz, indicando que trechos mais à jusante poderão ter suas condições bióticas ainda mais degradadas. Extrapolando para o conjunto de trechos de terceira ordem na região, pode-se dizer que aproximadamente

38% de sua extensão apresentam condições pobres ou muito pobres, indicando alto grau de degradação.

Há algumas considerações a respeito do uso da terra no entorno dos trechos estudados e da posição que eles ocupam em relação ao fragmento florestal. Nos trechos em matriz de citricultura, os impactos negativos são principalmente de origem química (Miles & Pfeuffer 1997, Coltro *et al.* 2009), podendo atingir águas subterrâneas (Rutledge, 1987). De fato, somente os trechos que correm no interior dos fragmentos em meio ao citrus foram mais bem classificados. Neste sentido, a floresta parece exercer um efeito de tamponamento dos insumos que são aplicados neste tipo de cultura. A presença de melhores condições no interior de fragmentos também foi registrada nos trechos em matriz de cana-de-açúcar. Comparando-a com citrus, esta cultura também envolve aplicação de agrotóxicos e fertilizantes, além da necessidade de gradeamento do solo a cada safra (Brodie & Mitchell 2005, Martinelli & Filoso 2007, Corbi *et al.* 2008), que não ocorre no citrus, por se tratar de uma cultura perene. Finalmente, os riachos de pasto, embora em número reduzido no presente estudo, indicam em conformidade com outras pesquisas realizadas na região (Rocha *et al.* 2009, Casatti *et al.* 2009b) que as alterações na estrutura física são relevantes, envolvendo principalmente perda de florestas ripárias e intenso assoreamento.

Por outro lado, cabe ressaltar que um ano após o término das amostragens de dois riachos associados a um mesmo fragmento em matriz de cana-de-açúcar, notamos consideráveis perdas de qualidade estrutural do hábitat, promovidas por intenso depósito de sedimento fino em áreas mais lânticas. Neste ínterim, houve fortes chuvas que, em associação ao usual gradeamento do solo neste tipo de cultura, incrementaram o aporte de sedimento. Essa constatação indica que riachos são ambientes extremamente dinâmicos e, por esta razão, altamente sensíveis ao uso da terra.

De maneira geral, todos os trechos presentes na borda dos fragmentos foram avaliados com menor integridade biótica do que aqueles presentes no interior dos fragmentos. Historicamente, a fragmentação de ambientes aquáticos se dá no sentido longitudinal pela construção de rodovias, represas ou pontes, impedindo que haja conexão das populações que ficaram isoladas (Page *et al.* 1997). Mas também pode ocorrer fragmentação no sentido lateral (Noss & Csuti 1997), promovida pela perda da vegetação ripária que, na região estudada, atualmente é substituída por plantio de cana-de-açúcar, citricultura e pastagens em menor número. Esse tipo de fragmentação é o mais comum em áreas não urbanas e acarretam sérios danos aos ecossistemas lóticos, modificando suas as condições químicas e estruturais (Page *et al.* 1997). Tais modificações são de mesma categoria daquelas observadas nos trechos presentes na borda dos fragmentos alvos desse estudo, que acabam por afetar as comunidades bióticas, diminuindo sua integridade e suas capacidades autoreguladoras (Hughes 1995).

Em síntese, pode-se dizer que, mesmo quando associados a fragmentos florestais, os trechos de baixa ordem também apresentam baixas condições de conservação. Mesmo apresentando boa qualidade estrutural do hábitat e estando protegidos por vegetação ripária, interferências nas diversas dimensões (jusante, montante, lateral) podem atuar sobre a biota aquática, seja limitando a ocorrência de espécies que seriam esperadas neste tipo de ambiente ou alterando a disponibilidade de recursos e condições químicas, por exemplo.

A partir das indicações desta pesquisa, reforçamos a necessidade de investimentos na conservação destes pequenos cursos d'água, adotando princípios que incluam a maior variedade possível de dimensões espaciais no conceito de bacia hidrográfica.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alexandre, C. V., K. E. Esteves & M. A. M. M. Mello. 2010. Analysis of fish communities along a rural–urban gradient in a Neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*. In Press.
- Andrian, I. F., C. R. C. Dória, G. Torrente & C. M. L. Ferretti. 1994. Espectro alimentar e similaridade na composição da dieta de quatro espécies de *Leporinus* (Characiformes, Anostomidae) do rio Paraná (22° 10'–22° 50'S 53° 10'–53° 40'W), Brasil. *Revista Unimar*, 16: 97-106.
- Araújo, F.G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Zoologia*, 58: 547-558.
- Araújo, R. B. & V. Garutti. 2003. Ecology of a stream from upper Paraná river basin inhabited by *Aspidoras fuscoguttatus* Nijssen and Isbrücker, 1976 (Siluriformes, Callichthyidae). *Brazilian Journal of Biology*, 63: 363-372.
- Araújo, F. G., I. Fichberg, B. C. T. Pinto & M. G. Peixoto. 2003. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, southeast Brazil. *Environmental Management*, 32(4): 516-526.
- Armas, E. D., R. T. R. Monteiro, A. V. Amâncio, R. C. L. Correa & M. A. Guercio. 2005. The use of pesticides in sugar cane at the Corumbataí River basin and the risk of water pollution. *Química Nova*, 28: 975-982.
- Baptista, D. F., D. Buss, M. Egler, A. Giovanelli, M. P. Silveira & J. L. Nessimian, 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, 575: 83-94.

- Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder & J. B. Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Second edition. EPA 841-B-99-002. U. S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington, D.C.
- Beechie, T. J. & T. H. Sibley. 1997. Relationships between channel characteristics, woody debris, and fish habitat in Northwestern Washington streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 126: 217-229.
- Belsky, A. J. 1999. Survey of livestock influences on stream and riparian ecosystem in the western United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 54: 419-431.
- Benejam, L., E. Aparicio, M. J. Vargas, A. Vila-Gispert & E. García-Berthou. 2008. Assessing fish metrics and biotic indices in a Mediterranean streams: effects of uncertain native status of fish. *Hydrobiologia*, 603: 197-210.
- Blocksom, K. A. & J. E. Flotemersch. 2008. Field and laboratory performance characteristics of a new protocol for sampling riverine macroinvertebrate assemblages. *Riverine Research and Applications*, 24: 373–387.
- Bozzetti, M. & U. H. Schulz. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 529: 133–144.
- Brodie, J. E. & A. W. Mitchell. 2005. Nutrients in Australia tropical rivers: changes with agricultural development and implications for receiving environments. *Marine and Freshwater Research*, 56: 279-302.
- Callisto, M., M. Moretti & M. Goulart. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6: 71-82.

- Casatti, L., F. Langeani & R. M. C. Castro. 2001. Peixes de riachos do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*, 1
<http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?inventory+BN0020112200>
1
- Casatti, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 2(2):
<http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/abstract?article+BN02502022002>
- Casatti, L., A. M. Silva, F. Langeani & R. M. C. Castro. 2006. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66: 681-696.
- Casatti, L., C. P. Ferreira & F. Langeani. 2009a. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623: 173-189.
- Casatti, L., C. P. Ferreira & F. R. Carvalho. 2009b. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basin. *Hydrobiologia*, 632: 273-283.
- Castro, R. M. C. & L. Casatti. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River basin, southeastern Brazil. *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, 7(4): 337-352.
- Castro, R. M. C., L. Casatti, H. F. Santos, K. M. Ferreira, A. C. Ribeiro, R. C. Benine, G. Z. P. Dardis, A. L. A. Melo, R. Stopiglia, T. X. Abreu, F. A. Bockmann, M. Carvalho, F. Z. Gibran & F. C.T. Lima. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. 3:1
<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN01703012003>

- Castro, R. M. C., L. Casatti, H. F. Santos, A. L. A. Melo, L. S. F. Martins, K. M. Ferreira, F. Z. Gibran, R. C. Benine, M. Carvalho, A. C. Ribeiro, T. X. Abreu, F. A. Bockmann, G. Z. Pelição, R. Stopiglia & F. Langeani. 2004. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do Rio Grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotrop.*4(1)
<http://www.biotaneotropica.org.br/v4n1/pt/download?article+BN01704012004>
- Ceneviva-Bastos, M. & L. Casatti. 2007. Oportunismo alimentar em *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo. *Iheringia, Série Zoologia*, 97(1): 7-15.
- Coltro, L., A. L. Mourad, R. M. Kletecke, T. A. Mendonça & S. P. M. Germer. 2009. Assessing the environmental profile of orange production in Brazil. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14: 656-664.
- Corbi, J. J., S. Trivino-Strixino & A. Santos. 2008. Environmental evaluation of metals in sediments and dragonflies due to sugar cane cultivation in Neotropical streams. *Water, Air and Soil Pollution*, 195: 325-333.
- Ferreira, C. P. & L. Casatti. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, 6(3):
<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn00306032006>
- Ganasan, V. & R. M. Hughes, 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology*, 40: 367-383.
- Garutti, V. 1988. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do Estado de São Paulo, bacia do rio Paraná. *Revista Brasileira de Biologia*, 48:747-759.

- Gibran, F. Z., K. M. Ferreira & R. M. C. Castro, 2001. Diet of *Crenicichla britskii* (Perciformes: Cichlidae) in a stream of Rio Aguapeí basin, Upper Rio Paraná system, southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 1: 1-5.
- Gorman, O. T. & J. R. Karr. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59: 507-515.
- Harding, J. S., K. Claassen & N. Evers. 2006. Can forest reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates? *Hydrobiologia*, 568: 391-402.
- Harris, J. H. 1995. The use of fish in ecological assessments. *Australian Journal of Ecology*, 20: 65-80.
- Hughes, R. M. 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. Pp. 31-47, In: *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making* (W.S. Davis & T.P. Simon, eds.). CRC Press Inc., Boca Raton, Florida.
- Kamdem Toham, A. & G. G. Teugels. 1999. First data of an Index of Biotic Integrity (IBI) based on fish assemblage for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system. *Hydrobiologia*, 397: 29-38.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6: 21-27.
- Karr, J. R. 1993. Measuring biological integrity: lessons from streams. Pp.83-104. In: Woodley, S., J. Kay & G. Francis (Eds.). *Ecological integrity and the management of ecosystem*. Saint Lucie Press, Ottawa, Canada, 220 p.
- Karr, J. R. & D. R. Dudley. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5: 55-68.

- Karr, J. R., K. D. Fausch, P. L. Angermeier, P. R. Yant & I. J. Schlosser. 1986. Assessing Biological Integrity in Running Waters, a Method and its Rationale. III. Natural History Survey, Special Publication, 5, Urbana, USA.
- Karr, J. R. & E. H. Chu. 1999. Restoring life in running waters. Better biological monitoring. Island Press, Washington DC, 206 p.
- Kasangaki, A., L. J. Chapman & J. Balirwa. 2008. Land use and the ecology of benthic macroinvertebrate assemblages of high-altitude rainforest streams. *Freshwater Biology*, 53: 681-697.
- Kramer, D. L. & J. P. Mehegan. 1981. Aquatic surface respiration, an adaptive response to hypoxia in the guppy, *Poecilia reticulata* (Pisces, Poeciliidae). *Environmental Biology of Fishes*, 6: 299-313.
- Langeani, F., R. M. C. Castro, O. T. Oyakawa, O. A. Shibatta, C. S. Pavanelli & L. Casatti. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: Composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, 7(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn03407032007>
- Lenhardt, M. G. Markovic & Z. Gacic. 2008. Decline in the index of biotic integrity of the fish assemblages as a response to reservoir aging. *Water Resource Management*, 23: 1713-1723.
- Lyons, J., S. Navarro-Pérez, P. A. Cochran, E. C. Santana & M. Guzmán-Arroyo. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central Mexico. *Conservation Biology*, 9: 569-584.
- Magalhães, M. F., C.E. Ramalho & M. J. Collares-Pereira. Assessing biotic integrity in a Mediterranean watershed: development and evaluation of a fish-based index. *Fisheries Management and Ecology*, 15: 273-289.

- Martinelli, L. A. & S. Filoso. 2007. Polluting effects of Brazil's sugar-ethanol industry. *Nature* 445: 364.
- Maseke, F. O., P. O. Raburu & M. Muchiri. 2009. A preliminary benthic macroinvertebrate index of biotic integrity (B-IBI) for monitoring the Moiben River, Lake Victoria Basin, Kenya. *African Journal of Aquatic Science*, 34(1): 1-14.
- McCormick, F. H., R. M. Hughes, P. R. Kaufmann, D. V. Peck, J. L. Stoddard & A. T. Herlihy. 2001. Development of an index of biotic integrity for the Mid-Atlantic Highlands Region. *Transactions of American Fisheries Society*, 130: 857-877.
- Meyer, J. L., D. L. Strayer, J. B. Wallace, S. L. Eggert, G. S. Helfman & N. E. Leonard. 2007. The contribution of headwaters streams to biodiversity in river networks. *Journal of the American Water Resources Association*, 43(1): 1-18.
- Miles, C. J. & R. J. Pfeuffer. 1997. Pesticides in Canals of South Florida. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 32: 337-345.
- Miller, D. L., P. M. Leonard, R. M. Hughes, J. R. Karr, P. B. Moyle, L. H. Schrader, B. A. Thompson, R. A. Daniels, K. D. Fausch, G. A. Fitzhugh, J. R. Gammon, D. B. Halliwell, P. L. Angermeier & D. J. Orth. 1988. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. *Fisheries*, 13: 12-20.
- Naiman, R. J., H. Décamps & M. E. McClain. 2005. *Riparia. Ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier Academic Press, 430 p.
- Nalon, M. A., I. F. A. Mattos & G. A. D. C. Franco. 2008. Meio físico e aspectos da fragmentação da vegetação. Pp. 17-21. In: Rodrigues, R. R. & V. L. R. Bononi (Orgs.). *Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo* Secretaria do Meio Ambiente e Instituto de Botânica, 248 p.

- Noss, R.F. and B. Csuti. 2006. Habitat Fragmentation. Pp. 213-251. In: Meffe, G. K. & C. R. Carroll (Eds.). Principles of Conservation Biology. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, 779 p.
- Oberdorff, T. & R. M. Hughes. 1992. Modification of an Index of Biotic Integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia*, 228: 117-130.
- Ometto, J. P., L. A. Martinelli, M. V. Ballester, A. Gessner, A. V. Krusche, R. L. Victoria & M. Williams. 2000. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Freshwater Biology*, 44: 327-337.
- Page, L. M., M. Pyron and K.S. Cummings. 1997. Impacts of fragmentation on Midwestern aquatic organisms. Pp. 189-212. In: Schwartz, M. W. (Ed.). Conservation in highly fragmented landscapes. Chapman & Hall.
- Pompeu, P. S. 1999. Dieta da pirambeba *Serrasalmus brandtii* Reinhardt (Teleostei, Characidae) em quatro lagoas marginais do rio São Francisco, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 16(2): 19-26.
- Pont, D., B. Hugueny & C. Rogers. 2007. Development of a fish-based index for the assessment of river health in Europe: the European Fish Index. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 427-439.
- Qadir, A. & R. N. Malik. 2009. Assessment of an index of biological integrity (IBI) to quantify the quality of two tributaries of river Chenab, Sialkot, Pakistan. *Hydrobiologia*, 621: 127-153.
- Rocha, F. C., L. Casatti, F. R. Carvalho & A. M. Silva. 2009. Fish assemblages in stream stretches occupied by cattail (Typhaceae, Angiospermae) stands in Southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7(2): 241-250.

- Roth, N. E., J. D. Allan & D. L. Erickson. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology*, 11(3): 141-156.
- Roth, N. E., M. T. Southerland, J. C. Chaillou, P. F. Kazyak & S. A. Stranko. 2000. Refinement and Validation of a Fish Index of Biotic Integrity for Maryland Streams. Prepared by Versar Inc. for Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-tidal Assessment Division, Annapolis, Maryland, CBWP-MANTA-EA-00-2.
- Rutledge, A. T. 1987. Effects of land use on ground-water quality in central Florida - Preliminary results: U. S. Geological Survey Toxic Waste - Ground-Water Contamination Program. USGS Water Resources Investigations Report 86-4163, Denver.
- Schlosser, I. J. 1991. Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience*, 41: 704-712.
- Seilheimer, T. S., T. P. Mahoney & P. Chow-Fraser. 2009. Comparative study of ecological indices for assessing human-induced disturbance in coastal wetlands of the Laurentian Great Lakes. *Ecological Indicators*, 9: 81-91.
- Stoddard, J. L., A. T. Herlihy, D. V. Peck, R. M. Hughes, T. R. Whittier & E. Tarquinio. 2008. A process for creating multimetric indices for large-scale aquatic surveys. *Journal of North American Benthological Society*, 27(4): 878-891.
- Stopiglia, R. 2001. Diversidade e aspectos da biologia de duas comunidades de peixes do Ribeirão Bonito, bacia do Alto Rio Paraná, SP. Monografia de Bacharelado, FFCLRP-USP, Ribeirão Preto.
- Tejerina-Garro, F. L., M. Maldonado, C. Ibañez, D. Pont, N. Roset & T. Oberdorff, 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine

- fish assemblages: A framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 48: 91-108.
- Uieda, V. S., P. Buzzato & R. M. Kikuchi. 1997. Partilha de recursos alimentares em peixes em um riacho de serra no sudeste do Brasil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 69: 243-252.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J.R. Sedell & E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of the Fisheries Aquatic Science*, 37: 130-137.
- Whittier, T. R., R. M. Hughes, J. L. Stoddard, G. A. Lomnický, D. V. Peck & A. T. Herlihy. 2007. A structured approach for developing indices of biotic integrity: three examples from streams and rivers in the Western USA. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136: 718-735.
- Wohl, N. E. & R. F. Carline. 1996. Relations among riparian grazing, sediment loads, macroinvertebrates, and fishes in three central Pennsylvania streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 260-266.

CONCLUSÕES

1. A composição de espécies não diferiu entre os tipos de matrizes (cana-de-açúcar, laranja e pasto). Para que possíveis diferenças sejam mais detalhadamente explorados, futuros estudos na região deverão incluir maior número de unidades amostrais para cada diferente uso do solo.

Também não foram observadas variações sazonais na estrutura da comunidade; apenas algumas diferenças ocasionais foram observadas no período chuvoso, em razão do aumento no número de espécies acidentais.

2. Não foram identificadas diferenças na composição de espécies entre trechos de interior e borda dos fragmentos florestais.
3. Foi identificada maior relação entre os trechos de borda, com maior riqueza de espécies mais tolerantes à hipóxia e maiores temperaturas, que também estiveram relacionadas aos maiores níveis de assoreamento e influência da pastagem; espécies reofilicas, comuns em ambientes mais conservados, estiveram mais associadas aos trechos de interior de mata, reforçando a importância da manutenção da integridade dos habitats internos por meio da preservação da vegetação ripária.
4. A variação sazonal na dieta foi identificada pelo aumento da ingestão de detrito no período seco e insetos terrestres no período chuvoso.

A estrutura trófica dos trechos de interior de mata esteve constituída por maior número de grupos tróficos, além de maior participação de insetos terrestres na dieta das espécies insetívoras. Houve simplificação na estrutura trófica nos trechos de borda, com maior número de espécies constituindo o grupo

detritívoro e ocorrência de uma espécie identificada no grupo dos algívoros, que foi ausente nos trechos de interior de mata.

Essas observações demonstram, em última análise, os efeitos da ausência da vegetação ripária, que proporciona o incremento da produção primária, viabilizando a ocorrência de espécies com esse hábito alimentar. Além disso, em locais mais impactados, como os trechos de borda, presumivelmente há menor oferta de insetos terrestres, refletindo na maior ingestão de detritos por espécies generalistas. No entanto, hábitos generalistas não implicam necessariamente em boa performance na conversão de recursos alimentares em biomassa. Isso porque, para as mesmas espécies, foi verificado menor biomassa quando presentes nos trechos de borda do que no interior da mata. Dessa forma podemos supor que a qualidade nutricional de detrito é menor ou que o gasto energético das espécies é maior em ambientes mais impactados.

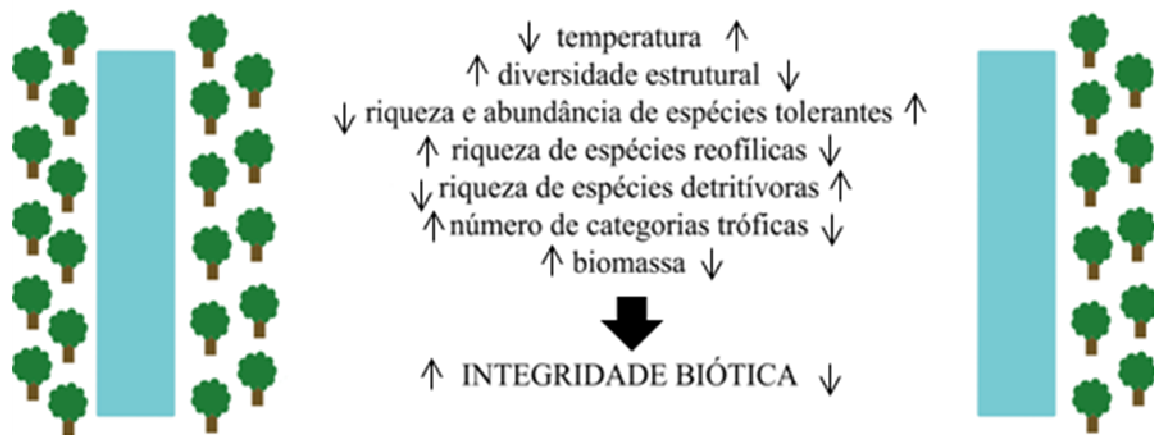
5. Os trechos de primeira ordem apresentaram integridade biótica muito pobre. Essa avaliação reflete as condições encontradas em ambientes de mesmo porte localizados em áreas abertas, indicando baixo estado de conservação para riachos de cabeceiras na região, mesmo para aqueles presentes em localizados em fragmentos florestais.

Trechos de segunda e terceira ordem de fragmentos florestais foram avaliados como bons ou regulares, mas ainda assim, os trechos de interior da mata foram melhor classificados que os trechos de borda. Aproximadamente metade dos trechos de segunda ordem de área aberta foram considerados bons ou regulares, refletindo uma condição mais íntegra como a que foi observada para os trechos florestados. Mas piores condições de integridade biótica foram observadas para os trechos de terceira ordem. Este fato pode ter sido influenciado pela baixa

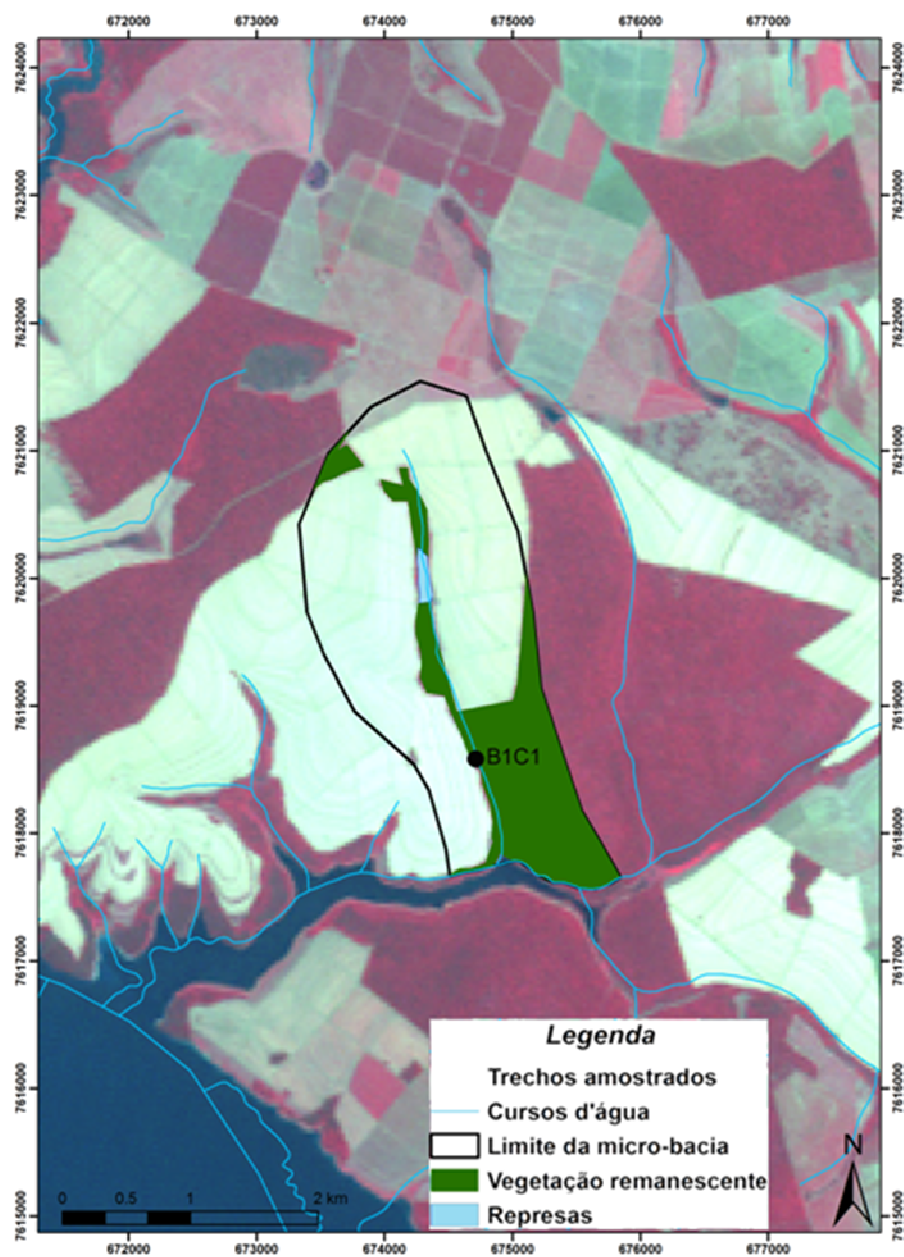
quantidade de réplicas de terceira ordem. Vale destacar que dentre os trechos associados aos fragmentos, os trechos de borda se mostraram, invariavelmente, com menor integridade, próximas daquelas observadas em área aberta.

Podemos sugerir, assim, que uma riacho em borda de fragmento não está protegido das influências das atividades de uso do solo, pois uma das margem está susceptível a esses efeitos, o que acaba por neutralizar a condição de proteção proporcionada pela mata presente na margem oposta.

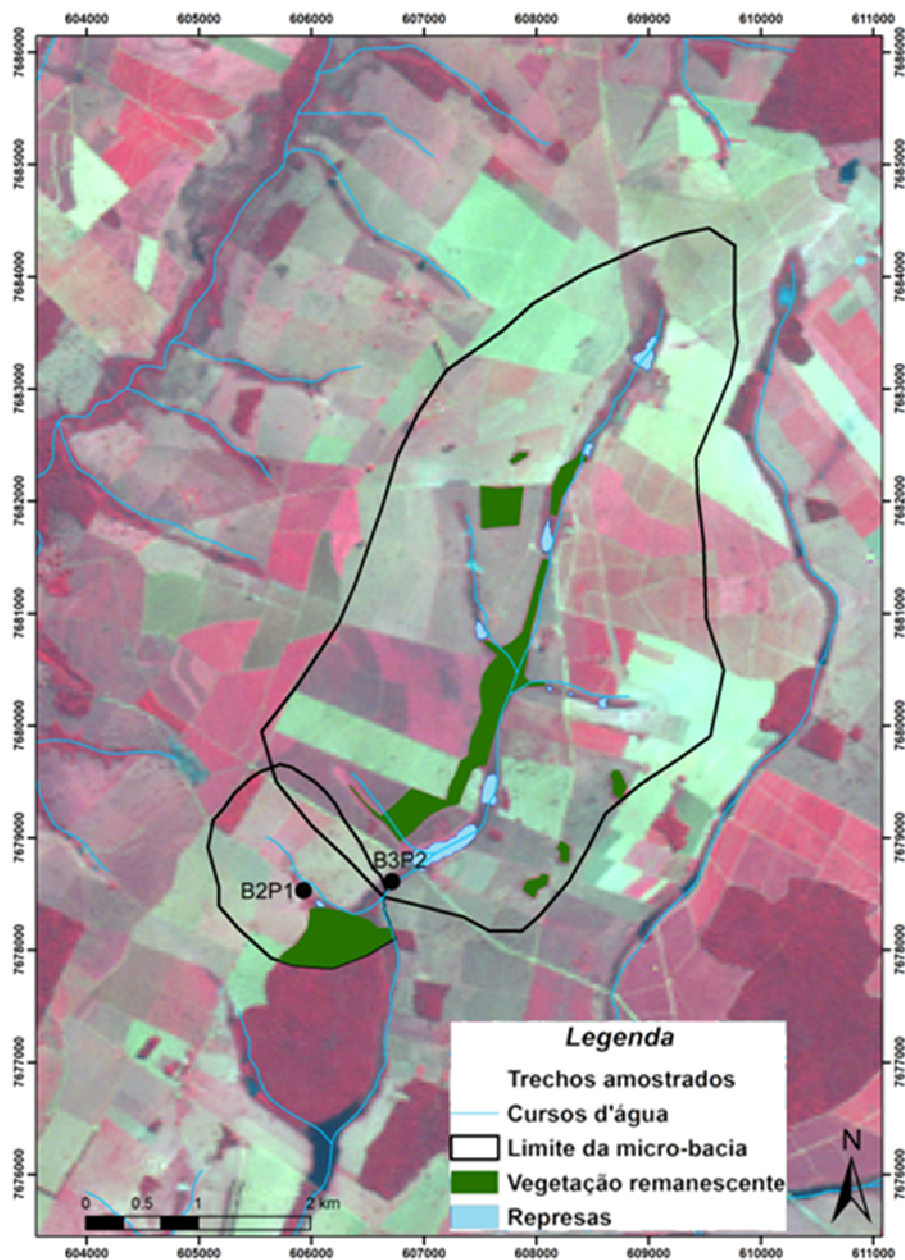
6. Finalmente, uma síntese das principais conclusões desse estudo para riachos de borda e interior de mata.



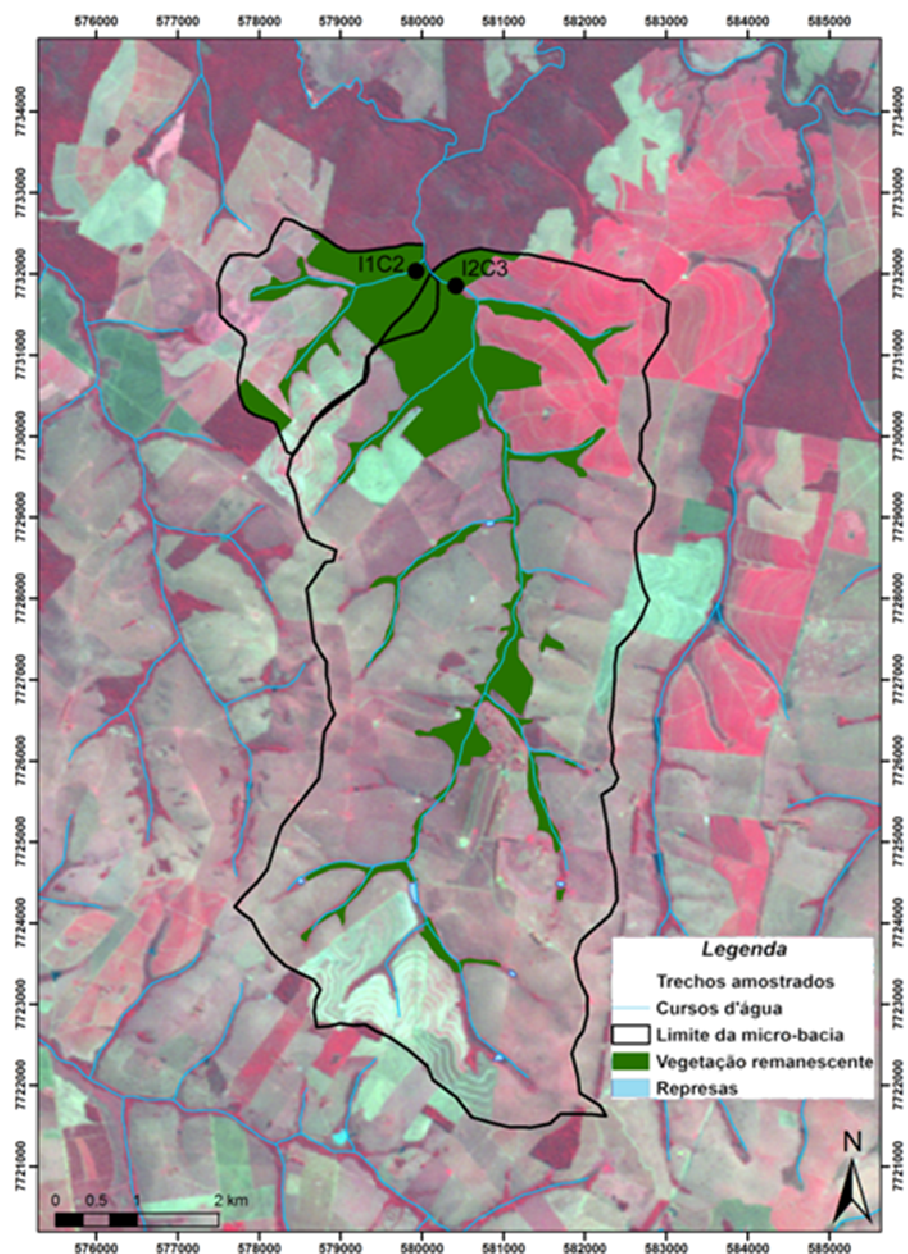
Anexos



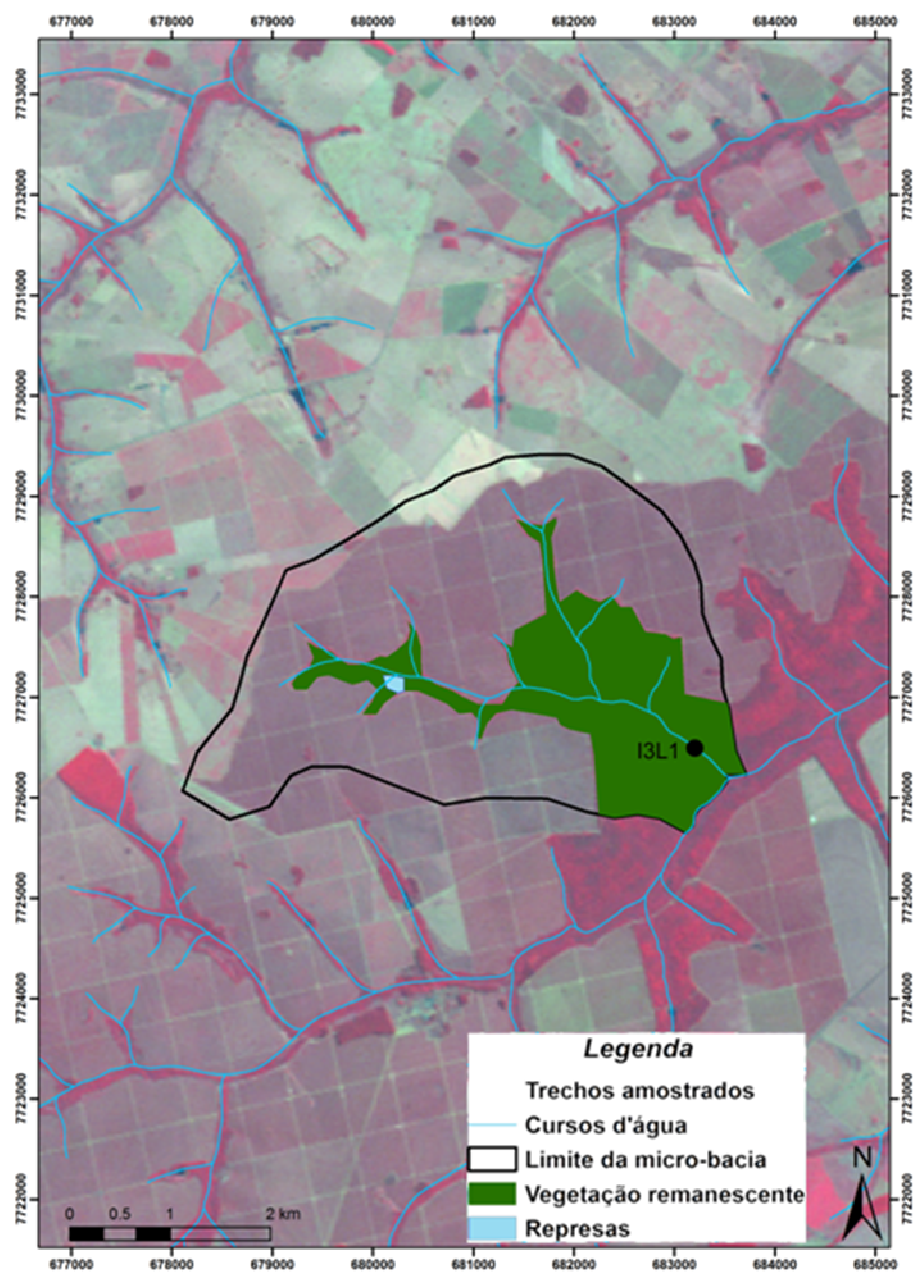
Anexo 1. Imagem de satélite do uso do solo na micro-bacia do trecho B1C1.



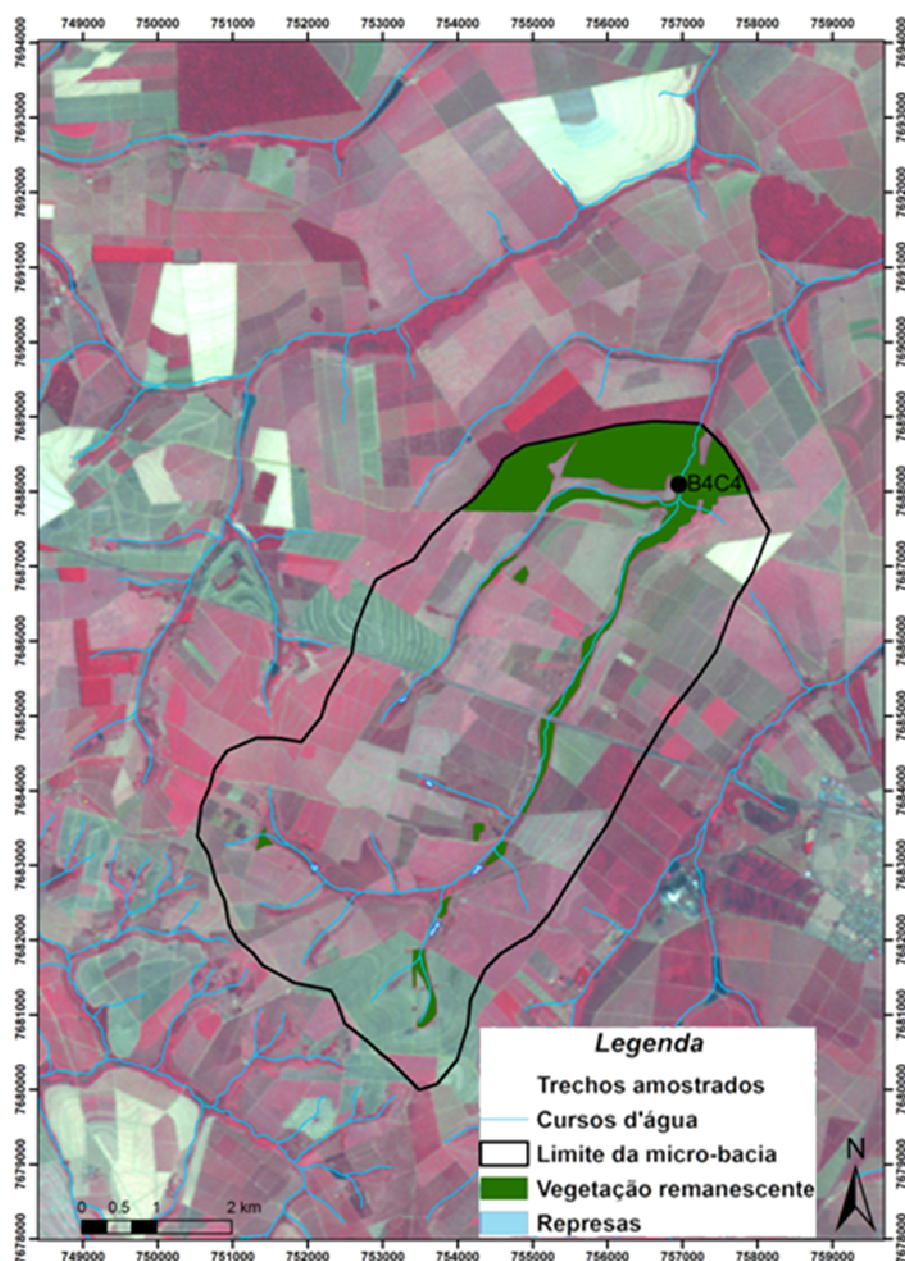
Anexo 2. Imagem de satélite do uso do solo na micro-bacia dos trechos B2P1 e B3P2.



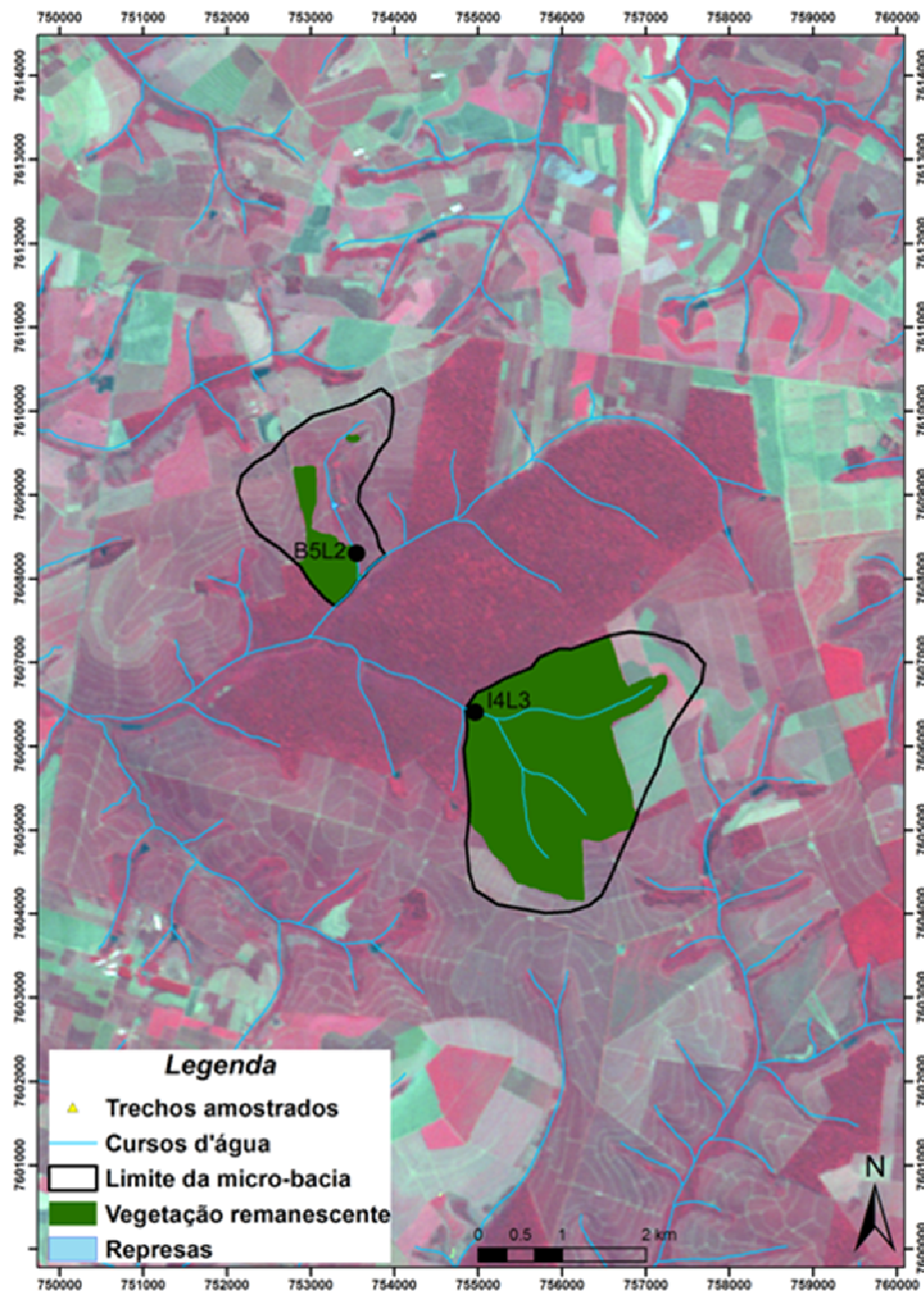
Anexo 3. Imagem de satélite do uso do solo na micro-bacia dos trechos I1C2 e I2C3.



Anexo 4. Imagem de satélite do uso do solo na micro-bacia do trecho I3L1.



Anexo 5. Imagem de satélite do uso do solo na micro-bacia do trecho B4C4.



Anexo 6. Imagem de satélite do uso do solo na micro-bacia dos trechos B5L2 e I4L3.



Apareiodon piracicabae (40,9 mm CP)



Cetopsorhamdia iheringi (56,8 mm CP)



Aspidoras fuscoguttatus (31,1 mm CP)



Characidium gomesi (42,8 mm CP)



Astyanax altiparanae (62,0 mm CP)



Characidium lagosantense (29,0 mm CP)



Astyanax fasciatus (47,6 mm CP)



Characidium zebra (52,5 mm CP)



Bryconamericus stramineus (42,6 mm CP)



Cheirodon stenodon (29,7 mm CP)



Callichthys callichthys (56,4 mm CP)

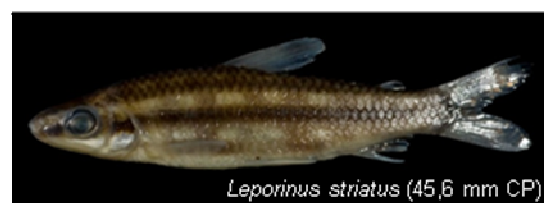


Cichlasoma paranaense (62,9 mm CP)

Anexo 7. Fotos, identificação das espécies e respectivos comprimento padrão (CP) dos peixes coletados nos nove riachos estudados no noroeste paulista. *Sequência em ordem alfabética, iniciando na coluna da esquerda, sentido de cima para baixo, seguido da coluna da direita no mesmo sentido. Fotos de João Marcos Rosa/Agência Nitro.



Anexo 8. Fotos, identificação das espécies e respectivos comprimento padrão (CP) dos peixes coletados nos nove riachos estudados no noroeste paulista. *Sequência em ordem alfabética, iniciando na coluna da esquerda, sentido de cima para baixo, seguido da coluna da direita no mesmo sentido. Fotos de João Marcos Rosa/Agência Nitro.



Anexo 9. Fotos, identificação das espécies e respectivos comprimento padrão (CP) dos peixes coletados nos nove riachos estudados no noroeste paulista. *Sequência em ordem alfabética, iniciando na coluna da esquerda, sentido de cima para baixo, seguido da coluna da direita no mesmo sentido. Fotos de João Marcos Rosa/Agência/Nitro.



Anexo 10. Fotos, identificação das espécies e respectivos comprimento padrão (CP) dos peixes coletados nos nove riachos estudados no noroeste paulista. *Sequência em ordem alfabética, iniciando na coluna da esquerda, sentido de cima para baixo, seguido da coluna da direita no mesmo sentido. Fotos de João Marcos Rosa/Agência Nitro.



Anexo II. Fotos, identificação das espécies e respectivos comprimento padrão (CP) dos peixes coletados nos nove riachos estudados no noroeste paulista. *Sequência em ordem alfabética, sentido de cima para baixo. Fotos de João Marcos Rosa/Agência Nitro.