



## Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho

FABRÍCIO BARRETO TERESA & LILIAN CASATTI

UNESP - Universidade Estadual Paulista, IBILCE - Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, Laboratório de Ictiologia, Departamento de Zoologia e Botânica. Rua Cristóvão Colombo, 2265, 15054-000, São José do Rio Preto, São Paulo, Brazil. e-mail: fabricioteresa@yahoo.com.br

**Abstract. The importance of riparian forest in intensely deforested region in southeastern Brazil: a study with stream fish.** We investigated whether the presence of degraded riparian forests along streams influences the fish communities' composition in comparison with environments completely deforested. Stream stretches (1<sup>st</sup> to 3<sup>rd</sup> order) with degraded riparian forest (n = 20) and without riparian forest (n = 20) in the micro-basins of Aguapeí and Tietê (downstream portion) rivers, northwest of São Paulo, Brazil, were selected for ichthyofauna sampling. Overall, 6,695 individuals, representing six orders, 17 families and 55 species were registered. Forested streams presented higher observed and estimated richness than deforested streams. However, forested streams, on average, had lower total richness and richness of tolerant species than deforested streams, indicating higher beta diversity among forested streams. A difference on the species composition between streams groups was also registered. Most of the unique species to deforested streams, and of those caught in greater abundance and frequency in these streams, are tolerant to structural degradation of the habitat. In contrast, most species that occurred exclusively or preferentially in forested streams have specialized habits and are more dependent on micro-habitats associated with the presence of riparian vegetation. Our results indicate that streams with riparian vegetation, though degraded, are able to maintain distinct communities when compared to those found in completely deforested streams, allowing the occurrence of species with more specialized habits and contributing to the maintenance of communities regionally more diverse.

**Keywords:** ichthyofauna, riparian zone, physical integrity, upper rio Paraná, conservation

**Resumo.** Neste estudo investigamos se a presença de mata ripária degradada ao longo de riachos influencia a composição das comunidades de peixes em comparação com ambientes totalmente desflorestados. Para isso foram selecionados trechos de riachos (1<sup>a</sup> a 3<sup>a</sup> ordem) com mata ripária degradada (n = 20) e sem mata ripária (n = 20) nas micro-bacias dos rios Aguapeí e Tietê (porção jusante), região Noroeste do Estado de São Paulo, Brasil, onde foram realizadas as amostragens da ictiofauna. Foram registrados 6.695 indivíduos, correspondendo a seis ordens, 17 famílias e 55 espécies. Os riachos com mata ripária apresentaram maior riqueza observada e estimada do que os riachos sem mata. Entretanto, os riachos florestados apresentaram, em média, menor riqueza total de espécies e riqueza de espécies tolerantes do que os riachos sem mata, indicando maior diversidade beta entre os riachos com mata ripária. Adicionalmente constatou-se que a composição de espécies diferiu entre os grupos de riachos. A maior parte das espécies exclusivas dos riachos sem mata ripária e das que foram capturadas em maior abundância e frequência nestes riachos é tolerante à degradação estrutural do hábitat. Por outro lado, a maior parte das que ocorreram exclusivamente ou preferencialmente nos riachos com mata ripária possuem hábitos especializados, sendo mais dependentes de micro-habitats associados com a presença da mata ripária. Nossos resultados indicam que os riachos com mata ripária, ainda que degradada, são capazes de manter comunidades distintas das observadas nos riachos onde essa vegetação foi totalmente suprimida, viabilizando a ocorrência de espécies de hábitos mais especializados e contribuindo para a manutenção de comunidades mais diversificadas regionalmente.

**Palavras-Chave:** ictiofauna, zona ripária, integridade física, Alto rio Paraná, conservação

## Introdução

A generalização de que a vegetação ripária é importante para a manutenção da integridade biológica de ambientes aquáticos lóticos tem sido reforçada em diversos estudos em todo o mundo (Naiman & Décamps 1997, Bojsen & Barriga 2002, Sweeney *et al.* 2004, Casatti *et al.* 2009a), notavelmente por seus efeitos sobre a produtividade primária (Kiffney *et al.* 2004), temperatura (Lorion & Kennedy 2009) e fornecimento de material alóctone (galhos, frutos, sementes, folhas e troncos) para dentro do canal. Estes últimos servem como alimento, sítio reprodutivo e refúgio para diversas espécies (Fausch & Northcote 1992, Schneider & Winemiller 2008). A vegetação ripária também influencia a biota aquática de forma indireta, atuando como barreira física na retenção de sedimentos e outras substâncias provenientes do ambiente terrestre adjacente (Gregory *et al.* 1991). Quando providas de matas ripárias, bacias com alto potencial erosivo podem apresentar comunidades tão íntegras quanto aquelas com baixo potencial erosivo (Stauffer *et al.* 2000). A atuação da vegetação ripária como área tampão, impedindo que agroquímicos sejam carregados para dentro dos corpos d'água, é de extrema relevância, especialmente nos riachos que correm em bacias submetidas à intensa atividade agrícola (Sweeney *et al.* 2004, Martinelli & Filoso 2007). A supressão das matas ripárias, por sua vez, altera as relações tróficas entre os organismos (Bojsen & Barriga 2002, Pusey & Arthington 2003) e afeta a estrutura e composição das comunidades aquáticas (Pusey & Arthington 2003, Casatti *et al.* 2009a).

Alguns estudos têm investigado a capacidade das matas ripárias em mitigar os impactos decorrentes das interferências antrópicas sobre a bacia de drenagem (p.ex. Stauffer *et al.* 2000, Harding *et al.* 2006). Lorion & Kennedy (2009) constataram que as comunidades de riachos providos de faixas estreitas de mata ripária e riachos dentro de fragmentos florestais foram mais similares entre si do que em relação aos riachos com predomínio de pastagens nas suas margens. Além da largura, a qualidade da vegetação ripária também é um importante preditor da estrutura e composição das comunidades de peixes (Stauffer *et al.* 2000, Bojsen & Barriga 2002). A perda da integridade da mata ripária pode resultar no aumento da riqueza e representatividade de algumas espécies, notadamente aquelas capazes de explorar as novas oportunidades que são criadas (Bojsen & Barriga 2002), em detrimento da redução das populações ou desaparecimento de espécies de hábitos mais especializados (Growth *et al.* 2003).

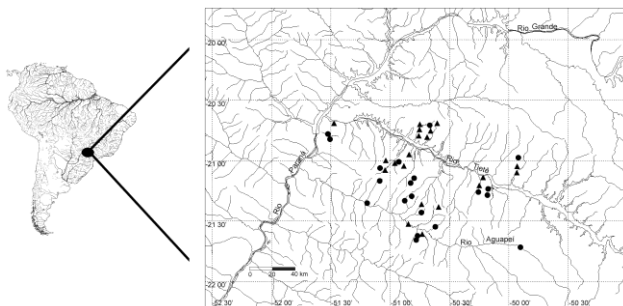
Em áreas intensamente desmatadas e submetidas à intensa pressão antrópica, a mata ripária é muitas vezes constituída por estreitas faixas de vegetação arbórea em estado de conservação precário. Esse é o caso da região Sudeste do Brasil, especificamente a região Noroeste/Oeste do Estado de São Paulo, onde o histórico de ocupação do solo resultou na supressão de mais de 90% da sua vegetação original (Nalon *et al.* 2008). Em média, somente 25% das áreas marginais aos cursos d'água são compostas por mata ripária (Silva *et al.* 2007), dentre as quais, a maior parte é representada por matas degradadas. Nesse sentido, a avaliação da efetividade da mata ripária, ainda que degradada, para a conservação da biota aquática é de extrema relevância para o manejo dos ecossistemas, principalmente em regiões onde áreas florestais contínuas e conservadas são raras (Harding *et al.* 2006), como no Noroeste/Oeste do Estado de São Paulo. Nesse sentido, o objetivo do presente estudo foi testar a hipótese de que riachos que possuem mata ripária degradada apresentam comunidades de peixes distintas daqueles totalmente desprovidos de matas ripárias. Para isto, a composição de espécies e indicadores de riqueza foram avaliados em riachos localizados em duas micro-bacias da região Noroeste do Estado de São Paulo.

## Material e Métodos

**Área de estudo.** O estudo foi realizado em riachos localizados nas micro-bacias dos rios Aguapeí e Tietê (porção jusante), ambos afluentes da margem esquerda do rio Paraná e pertencentes ao sistema do Alto rio Paraná. Estas bacias abrangem juntas uma área de cerca de 27.711 km<sup>2</sup>, correspondente às áreas de drenagem do rio Tietê a partir da barragem da Usina Hidrelétrica Mário L. Leão (reservatório de Promissão) e do rio Aguapeí, até a foz destes no rio Paraná, na divisa dos Estados de São Paulo e Mato Grosso do Sul (Fig. 1). As duas micro-bacias situam-se no Planalto Ocidental Paulista, onde o relevo é levemente ondulado e formado por colinas amplas e médias. O solo da região apresenta alta susceptibilidade à erosão e a vegetação nativa remanescente corresponde a 7,1 e 2,9% da área total das micro-bacias dos rios Aguapeí e Tietê respectivamente (Nalon *et al.* 2008).

**Desenho amostral.** Foram amostrados 40 trechos de riachos, divididos em dois grupos: riachos com matas ripárias degradadas (n = 20) e riachos desprovidos de matas ripárias (n = 20) (Fig. 1). Cada um dos 40 trechos foi alocado em riachos distintos. A seleção dos riachos com mata ripária degradada se baseou nos seguintes indicadores locais: (i) presença de vegetação arbórea marginal ocupando faixas

menores do que o mínimo estabelecido pela legislação brasileira (30 metros) ao longo dos riachos, (ii) sub-bosque com poucos indivíduos arbustivos, (iii) abundância de lianas e (iv) predomínio de vegetação arbórea constituída por espécies pioneiras com dossel baixo e aberto. Os trechos de riachos selecionados pertencem a duas micro-bacias distintas, apresentam diferentes hierarquias fluviais (1 a 3) e encontravam-se inseridos em matrizes de pastagem e/ou cana-de-açúcar. Apesar dessa variação, verificou-se que os riachos pertencentes aos grupos com e sem mata ripária não apresentaram composição diferencial quanto à micro-bacia a que pertencem ( $\chi^2 = 2,85$ ,  $p = 0,09$ ), hierarquia fluvial ( $\chi^2 = 1,83$ ,  $p = 0,40$ ), assim como quanto ao uso do solo no seu entorno ( $\chi^2 = 3,45$ ,  $p = 0,18$ ).



**Figura 1.** Localização dos pontos amostrais com mata (triângulos) e sem mata ripária (círculos) nas micro-bacias dos rios Aguapeí e Tietê, Noroeste do Estado de São Paulo.

**Coleta da ictiofauna.** O levantamento da ictiofauna foi realizado entre maio de 2007 e outubro de 2008 ao longo das estações seca e chuvosa. Cada trecho foi amostrado uma única vez e a estação em que as coletas foram realizadas não diferiu entre os grupos com e sem vegetação ripária ( $\chi^2 = 0,04$ ,  $p = 0,85$ ). As coletas foram realizadas sempre no período diurno, ao longo de aproximadamente 100 metros em cada riacho. Para a captura dos peixes utilizou-se peneira de arroz (3 mm entre nós), puçás (1,5 x 0,4 m e tela de 2 mm entre nós) e rede de arrasto (3 mm entre nós). Em todos os pontos o tempo de coleta foi padronizado em uma hora. Exemplares representativos de cada espécie foram fixados em solução de formalina a 10% e, posteriormente, transferidos para álcool 70% GL para preservação definitiva. O material testemunho encontra-se depositado na Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia e Botânica do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", campus de São José do Rio Preto, SP (Lotes DZSJRP: 10.245-10.404, 10.582-10.663, 10.731-

10.795).

**Análise dos dados.** A riqueza dos grupos de riachos foi estimada por meio de dois métodos, considerando a ocorrência (Jackknife de segunda ordem) e a abundância (rarefação). Além disso, a riqueza média total e a riqueza média de espécies tolerantes foram comparadas entre os riachos com e sem mata ripária por meio do teste t não pareado. Essa análise paramétrica foi utilizada, uma vez que as premissas de homogeneidade e normalidade foram atendidas. Foram consideradas tolerantes as espécies cuja ocorrência e abundância são positivamente correlacionadas com a perda da integridade física do hábitat de acordo com Casatti *et al.* (2006), Rocha *et al.* (2009), Casatti *et al.* (2009b) e observações pessoais.

As diferenças na composição de espécies entre os grupos de riachos com e sem mata ripária foram testados por meio da análise de similaridade (rotina ANOSIM) utilizando-se o coeficiente de similaridade de Jaccard no software Primer 6 (2006). A abundância apresentada por cada espécie e a proporção de trechos em que ocorreram também foi comparada entre os riachos com e sem mata ripária. Nesse caso, foram utilizados testes não paramétricos tais como Mann-Whitney e teste exato de Fisher. Em todos os testes estatísticos foi considerado o nível de significância  $\alpha = 5\%$ .

## Resultados

Um total de 6.695 indivíduos, correspondendo a seis ordens, 17 famílias e 55 espécies foram amostrados (Tabela I). Nos riachos com mata ripária foram capturados 1.917 indivíduos pertencentes a 45 espécies, enquanto nos riachos sem vegetação ripária foram amostrados 4.778 indivíduos pertencentes a 44 espécies. Os riachos com mata ripária também apresentaram maior riqueza estimada (69 e 45 espécies) em comparação com os riachos sem mata ripária (54 e 39 espécies), considerando os métodos Jackknife de segunda ordem e rarefação, respectivamente.

A composição de espécies diferiu significativamente entre os grupos de riachos ( $R = 0,16$ ;  $p = 0,002$ ). Nos riachos com mata ripária 11 espécies foram exclusivas e uma (*Imparfinis schubarti*) apresentou maior abundância ( $p < 0,05$ ) nestes riachos (Tabela I). Nos riachos sem mata ripária foram registradas 10 espécies exclusivas e seis (*Cichlasoma paranaense*, *Corydoras aeneus*, *Gymnotus carapo*, *Oligosarcus pintoi*, *Serrapinnus notomelas* e *Hypostomus ancistroides*) apresentando maior abundância ( $p < 0,04$ ) nestes riachos. Estas espécies, exceto *Hypostomus ancistroides*, também foram mais frequentes ( $p < 0,05$ ) nestes riachos

(Tabela I).

Os riachos com mata ripária apresentaram, em média, menor riqueza de espécies do que os riachos sem mata ripária ( $p < 0,01$ ) (Fig. 2). O mesmo padrão foi observado considerando

as espécies tolerantes, ou seja, os riachos com mata ripária degradada apresentaram menor número destas espécies em comparação com os riachos desprovidos de mata ripária ( $p < 0,02$ ) (Fig. 2).

**Tabela I.** Espécies de peixes capturados nos riachos com e sem mata ripária, com seu respectivo status de tolerância (int = intolerante; tol = tolerante), número de indivíduos por riacho e número de riachos em que ocorreram. Letras indicam diferença estatisticamente significativa ( $p < 0,05$ ): “a” teste de Mann Whitney e “b” teste exato de Fisher.

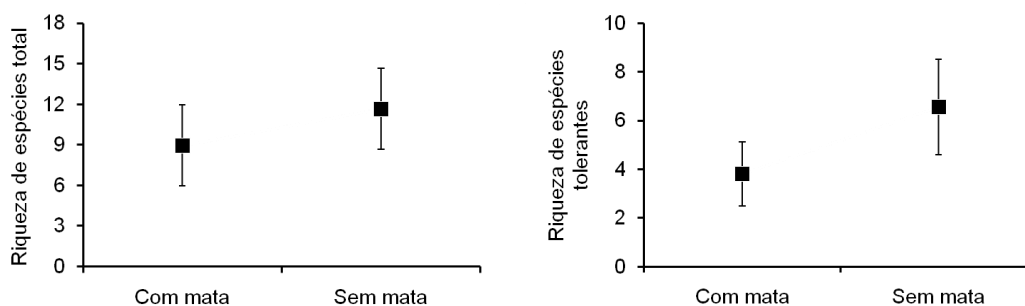
Táxons	Tolerância	Abundância média		Número de riachos	
		Com mata	Sem mata	Com mata	Sem mata
<b>Ordem Characiformes</b>					
ANOSTOMIDAE					
<i>Leporinus lacustris</i>	Int	0,25	0,05	1	1
<i>Leporinus paranensis</i>	Int	0,15	0,40	1	2
<i>Leporinus friderici</i>	Int	0,15		3	
CHARACIDAE					
<i>Astyanax altiparanae</i>	Tol	5,90	12,05	16	16
<i>Astyanax bockmanni</i>	Int	3,90	14,70	3	3
<i>Astyanax fasciatus</i>	Int	1,60	0,75	6	4
<i>Astyanax</i> sp.	Int	0,10		2	
<i>Hemigrammus marginatus</i>	Int	0,95	0,55	3	5
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	Tol	0,30	15,10	1	4
<i>Hyphessobrycon eques</i>	Int		0,10		2
<i>Knodus moenkhausii</i>	Tol	39,90	24,80	12	9
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	Int	2,80	2,45	11	7
<i>Oligosarcus pintoii</i>	Int	4,05	24,40 <sup>a</sup>	5	13 <sup>b</sup>
<i>Piabina argentea</i>	Int	9,90	24,35	7	12
<i>Planaltina britskii</i>	Int	0,05	0,35	1	1
<i>Roeboides descavadensis</i>	Int	0,10		2	
<i>Serrapinnus heterodon</i>	Tol	0,10	0,40	2	3
<i>Serrapinnus notomelas</i>	Tol	2,15	40,25 <sup>a</sup>	8	15 <sup>b</sup>
<i>Triportheus nematurus</i>	Int	0,20		1	
CRENUCHIDAE					
<i>Characidium zebra</i>	Int	2,90	1,70	6	6
CURIMATIDAE					
<i>Cyphocarax modestus</i>	Int	0,05	0,15	1	2
<i>Cyphocarax vanderi</i>	Int	0,05	1,50	1	3
<i>Steindachmerina insculpta</i>	Int	0,05	1,30	1	5

**Tabela I (Cont.)**

<b>ERYTHRIDAE</b>					
<i>Erythrinus erythrinus</i>	Tol		0,05		1
<i>Hoplias malabaricus</i>	Tol	0,05	0,55	1	5
<b>LEBIASINIDAE</b>					
<i>Pyrrhulina australis</i>	Tol	0,10	2,70	1	2
<b>PARODONTIDAE</b>					
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	Int		0,05		1
<i>Apareiodon piracicabae</i>	Int	0,10		1	
<i>Parodon nasus</i>	Int		0,10		1
<b>Ordem Gymnotiformes</b>					
<b>GYMNOTIDAE</b>					
<i>Gymnotus carapo</i>	Tol	0,10	2,10 <sup>a</sup>	2	10 <sup>b</sup>
<b>STERNOPYGIDAE</b>					
<i>Eigenmannia trilineata</i>	Int		0,70		2
<i>Eigenmannia virescens</i>	Int		1,10		4
<i>Sternopygus macrurus</i>	Int		0,05		1
<b>Ordem Siluriformes</b>					
<b>AUCHENIPTERIDAE</b>					
<i>Tatia neivai</i>	Int	0,10		2	
<b>CALLICHTHYIDAE</b>					
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Tol	0,20	0,60	3	3
<i>Corydoras aeneus</i>	Tol	1,25	11,25 <sup>a</sup>	6	15 <sup>b</sup>
<i>Hoplosternum littorale</i>	Tol		0,35		2
<b>HEPTAPTERIDAE</b>					
<i>Imparfinis schubarti</i>	Int	6,90 <sup>a</sup>	3,00	14	7
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	Int	0,05		1	
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	Int	2,25	0,20	6	2
<i>Pimelodella sp.</i>	Int	0,05		1	
<i>Rhamdia quelen</i>	Tol	0,25	0,95	4	7
<b>LORICARIIDAE</b>					
<i>Hisonotus francirochai</i>	Int	0,45		4	
<i>Hisonotus insperatus</i>	Int	0,35	0,15	2	2
<i>Hypostomus ancistroides</i>	Tol	1,30	10,85 <sup>a</sup>	13	17
<i>Hypostomus nigromaculatus</i>	Int	0,35	0,35	4	1
<i>Otothyropsis marapoama</i>	Int	0,30		1	
<b>PSEUDOPIMELODIDAE</b>					
<i>Microglanis garavelloi</i>	Int	0,10		2	

**Tabela I (Cont.)**

<b>Ordem Cyprinodontiformes</b>					
POECILIIDAE					
<i>Phalloceros harpagos</i>	Int	3,30	5,85	5	8
<i>Poecilia reticulata</i>	Tol	2,15	26,40	5	8
<b>Ordem Synbranchiformes</b>					
SYNBRANCHIDAE					
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Tol		0,15		3
<b>Ordem Perciformes</b>					
CICHLIDAE					
<i>Cichlasoma paranaense</i>	Tol	0,10	3,85 <sup>a</sup>	1	9 <sup>b</sup>
<i>Crenicichka britskii</i>	Int	0,30	2,10	5	7
<i>Oreochromis niloticus</i>	Tol		0,05		1
<i>Satanoperca pappaterra</i>	Tol	0,15	0,05	1	1



**Figura 2.** Média ( $\pm$  desvio padrão) da riqueza de espécies total e riqueza de espécies tolerantes nos riachos com mata ( $n = 20$ ) e sem mata ripária ( $n = 20$ ) nas micro-bacias dos rios Aguapeí e Tietê, Noroeste do Estado de São Paulo. Os valores de  $p$  indicam a probabilidade de significância obtida pelo teste  $t$ .

## Discussão

Os riachos desprovidos de mata ripária apresentaram, em média, maior número de espécies do que riachos com mata ripária degradada. Outros estudos realizados na região Neotropical também indicaram correlação positiva entre desflorestamento e riqueza de espécies (Bojsen & Barriga 2002, Lorion & Kennedy 2009). O aumento da riqueza ocorre principalmente entre as espécies que se beneficiam das novas oportunidades que são criadas com o desflorestamento. Por exemplo, Lorion e Kennedy (2009) observaram aumento na representatividade de espécies de herbívoros-detrítívoros em trechos de riachos desflorestados na Costa Rica, que seriam beneficiadas pelo aumento da produtividade primária nestes locais, de forma similar ao sugerido por Burcham (1988) e Bojsen e

Barriga (2002). Além do aumento da produtividade primária, a ausência de mata ripária favorece também a invasão dos barrancos por gramíneas (Pusey & Arthington 2003, Gowns *et al.* 2003, Rocha *et al.* 2009), que por sua vez constituem micro-habitats favoráveis para a ocorrência e aumento populacional de algumas espécies, em especial aquelas que incluem detritos em sua dieta (Casatti *et al.* 2009a, Rocha *et al.* 2009). Assim, o aumento na disponibilidade de recursos alimentares nos riachos desprovidos de mata ripária pode favorecer a ocorrência de algumas espécies, como pode ser o caso de *Serrapinnus notomelas*, espécie algívora que é favorecida em ambientes com alta produtividade primária (Casatti *et al.* 2003), *Hypostomus ancistroides* e *Gymnotus carapo*, que incluem detrito em suas dietas (Rocha *et al.* 2009) e

que ocorreram em maior abundância nos riachos desflorestados.

A maior riqueza média de espécies nos riachos desprovidos de mata ripária é o resultado da contribuição diferencial de espécies tolerantes que ocorreram em maior número nestes riachos. A alta representatividade dessas espécies é um indicativo de redução da integridade biológica do ecossistema (Allan & Flecker 1993, Ferreira & Casatti 2006, Casatti *et al.* 2009b). Como nenhuma evidência de degradação química foi constatada nos riachos amostrados, é provável que a alta representatividade de espécies tolerantes nos riachos sem mata ripária seja reflexo da baixa integridade física destes ambientes, conforme também verificado por Casatti *et al.* (2006, 2009a). Os riachos desprovidos de mata ripária encontram-se submetidos a intenso assoreamento, apresentando baixa variabilidade de meso-habitats, com predomínio de corredores, vegetação marginal dominada por gramíneas (*Brachiaria* spp.) e baixa complexidade estrutural interna. Esse padrão estrutural é semelhante ao observado por Casatti *et al.* (2009a) para os riachos dominados por gramíneas, em região próxima à do presente estudo. Nestas condições, as espécies com maior plasticidade fenotípica e oportunismo tendem a dominar as comunidades em detrimento das espécies mais sensíveis e de hábitos mais especializados (Casatti *et al.* 2009a). De fato, a composição de espécies diferiu entre os grupos de riachos e cinco (*Serrapinnus notomelas*, *Corydoras aeneus*, *Hypostomus ancistroides*, *Gymnotus carapo* e *Cichlasoma paranaense*) das seis espécies que ocorreram preferencialmente e/ou em maior abundância nos riachos sem mata ripária e quatro espécies que ocorreram exclusivamente nestes riachos (*Erythrinus erythrinus*, *Hoplosternum littorale*, *Synbranchus marmoratus* e *Oreochromis niloticus*) são conhecidas pela sua capacidade em tolerar e explorar com sucesso riachos estruturalmente simplificados (Casatti *et al.* 2006, 2009a).

Nenhuma das espécies registradas exclusivamente ou que apresentaram maior abundância nos riachos com mata ripária são consideradas tolerantes. Pelo contrário, a maior parte delas possui hábitos especializados e são dependentes do fornecimento de material alóctone proveniente da mata ripária como galhos, troncos e folhas que servem como substrato para alimentação e refúgio (Casatti & Castro 1998, Casatti *et al.* 2001, 2006, 2009a). Esse é o caso, por exemplo, dos pequenos loricariídeos *Hisonotus francirochai* e *Otothyropsis marapoama*, que vivem associados a galhos e folhas da vegetação marginal (Casatti *et al.*

2001, observações pessoais); dos bagres *Phenacorhamdia tenebrosa* e *Imparfinis schubarti*, insetívoros bentônicos que utilizam folhíço, raízes e rochas no fundo como abrigo diurno e local para alimentação (Casatti & Castro 1998, observações pessoais) e *Tatia neivai*, espécie normalmente capturada em baixa abundância (Casatti *et al.* 2001, Castro *et al.* 2005) cuja ocorrência tem sido associada a presença de galhos e folhíços acumulados superficialmente em poços marginais (observações pessoais). Embora o incremento da complexidade estrutural interna seja reduzido em ambientes cujas matas ripárias são degradadas (Stauffer *et al.* 2000, Heartsill-Scalley & Aide 2003) como no presente estudo, nossos resultados indicam que, apesar disso, eles ainda são capazes de viabilizar a ocorrência de espécies de hábitos mais especializados. Além disso, a qualidade do habitat aquático em bacias usadas para agricultura parece não ser afetada quando estas atividades ocupam menos de metade da área total da bacia (Wang *et al.* 1997), condição que há muitas décadas não existe nesta região do Estado. Portanto, a preservação de quaisquer remanescentes florestais ou ripários nestes locais é crucial para a preservação da biota aquática.

Apesar dos riachos com mata ripária degradada ainda serem capazes de manter espécies com maiores requerimentos de habitat, a ocorrência em alta frequência e abundância de espécies com grande plasticidade fenotípica e tolerantes às interferências antrópicas, como *Knodus moenkhausii* e *Poecilia reticulata* (Ceneviva-Bastos & Casatti 2007, Teresa & Carvalho 2008, Casatti *et al.* 2009a), é um indicativo de perda da integridade biológica destes ambientes (Casatti *et al.* 2009b), uma provável consequência da degradação das matas ripárias. A capacidade da mata ripária em mitigar os impactos decorrentes das interferências antrópicas incidentes em diferentes escalas é dependente do seu grau de integridade (Heartsill-Scalley & Aide 2003). Isso acontece porque os serviços proporcionados pela mata ripária na manutenção da integridade física, química e biológica dos ambientes aquáticos ficam comprometidos na medida em que a sua integridade é afetada (Sweeney *et al.* 2004). Por exemplo, a redução da qualidade da vegetação ripária proporciona menor retenção de sedimento proveniente das adjacências, resultando na intensificação do assoreamento (Heartsill-Scalley & Aide 2003), assim como na redução no aporte de elementos alóctones, como troncos e galhos (Gorman & Karr 1978, Stauffer *et al.* 2000). Estas alterações em conjunto reduzem a complexidade do habitat interno, influenciando a estrutura e

composição das comunidades aquáticas (Lester *et al.* 2007, presente estudo).

No presente estudo, apesar dos riachos desprovidos de mata ripária apresentarem em média maior número de espécies, isso não se refletiu na riqueza total e estimadas, que foram maiores nos riachos com mata. Em outras palavras, isso indica que os riachos sem mata ripária apresentam mais espécies em cada ambiente isoladamente, mas essas espécies se repetem entre os riachos (*i.e.* menor diversidade beta). De forma similar, o estudo de Casatti *et al.* (2009a), realizado em bacias vizinhas às do presente estudo, indicou que riachos desprovidos de mata ripária apresentaram homogeneização da sua ictiofauna em comparação com riachos providos de mata ripária, mas não prístinos, refletindo a maior homogeneização estrutural daqueles ambientes e evidenciando um mecanismo que parece ser compatível com os resultados obtidos neste estudo. A reversão do processo de homogeneização biótica, dentre algumas possibilidades, passa pela restauração de regimes de fluxos naturais e condições do hábitat e conseqüente favorecimento das espécies nativas da fauna local (Rahel 2007).

Mesmo que as áreas florestadas, mas não prístinas, sejam insuficientes para manter comunidades similares à de ambientes conservados (Harding *et al.* 2006), nossos resultados reforçam a importância da conservação da mata ripária remanescente em regiões intensamente antropizadas, onde áreas florestadas de alta qualidade são escassas. Além de contribuir para a mitigação dos impactos incidentes sobre os ambientes aquáticos (Rabeni & Smale 1995, Stauffer *et al.* 2000, Lorion & Kennedy 2009), estas áreas ainda viabilizam a ocorrência de espécies de hábitos mais especializados e comunidades mais diversificadas, contribuindo para a manutenção da diversidade ictiofaunística regional. Enquanto programas de recuperação de matas ciliares não consigam atender uma quantidade representativa de localidades, acreditamos que uma primeira medida mitigadora, certamente benéfica à biota aquática, é o isolamento das zonas ripárias, o que contribui para a sua regeneração natural ao mesmo tempo em que reduz a interferência de agentes degradadores (p. ex., maquinários agrícolas e animais de criação).

### Agradecimentos

Os autores são gratos a José Luiz Veronezi-Junior, Bruno Luis R. Silva, Roselene S.C. Ferreira e Luis Gustavo G. Silveira pelo auxílio nas coletas; a Francisco Langeani pelo auxílio com a identificação

dos peixes; a Solução Engenharia Ambiental e Caapuã Etê Engenharia Ambiental pelo apoio logístico e financeiro; a três revisores anônimos pelas críticas e importantes sugestões ao manuscrito. FBT é bolsista de doutorado da FAPESP (2008/03583-9), LC é bolsista CNPq (303647/2007-8).

### Referências

- Allan, J. D. & Flecker, A. S. 1993. Biodiversity conservation in running waters. **BioScience**, 43(1): 32-43.
- Bojsen, B. H. & Barriga, R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology**, 47(11): 2246-2260.
- Burcham, J. 1988. Fish communities and environmental characteristics of two lowland streams in Costa Rica. **Revista de Biologia Tropical**, 36(2A): 273-285.
- Casatti, L. & Castro, R. M. C. 1998. A fish community of the São Francisco river headwater riffles, southeastern Brazil. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, 9(3): 229-242.
- Casatti, L., Langeani, F. & Castro, R. M. C. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto rio Paraná, SP. **Biota Neotropica**, 1(1): 1-15. Acessível em <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/fullpaper?bn00201122001+pt>.
- Casatti, L., Mendes, H. F. & Ferreira, K. M. 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., Langeani, F., Silva, A. M. & Castro, R. M. C. 2006. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 66(2B): 681-696.
- Casatti, L., Ferreira, C. P. & Carvalho, F. R. 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., Ferreira, C. P. & Langeani, F. 2009b. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, 623:173-189.
- Castro, R. M. C., Casatti, L., Santos, H. F., Vari, R. P., Melo, A. L. A., Martins, L. S. F., Abreu, T. X., Benine, R. C., Gibran, F. Z., Ribeiro, A. C., Bockmann, F. A., Carvalho, M., Pelção, G. Z., Ferreira, K. M., Stopiglia, R. & Akama,



- A. 2005. Structure and composition of the stream ichthyofauna of four tributary rivers of the upper Rio Paraná basin, Brazil. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, 16(3): 193-204.
- Ceneviva-Bastos, M. & Casatti, L. 2007. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. **Iheringia Série Zoológica**, 97(1): 7-15.
- Fausch, K. D. & Northcote, T. G. 1992. Large woody debris and salmonid habitat in a small coastal British Columbia stream. **Canadian Journal of Aquatic Sciences**, 49(4): 682-693.
- Ferreira, C. P. & Casatti, L. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, 6(3): 1-25. Acessível em <http://www.scielo.br/pdf/bn/v6n3/v6n3a02.pdf>
- Gorman, O. T., & Karr, J. R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. **Ecology**, 59(3):507-515.
- Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A. & Cummins, K. W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. **Bioscience**, 41(8): 540-551.
- Growns, I., Gerke, P. C., Astles, K. L. & Pollard, D. A. 2003. A comparison of fish assemblages associated with different riparian vegetation types in the Hawkesbury–Nepean river system. **Fisheries Management & Ecology**, 10(4): 209-220.
- Harding, J. S., Claassen, K. & Evers, N. 2006. Can forest reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates? **Hydrobiologia**, 568: 391-402.
- Heartsill-Scalley, T. & Aide, T. M. 2003. Riparian vegetation and stream condition in a tropical agriculture-secondary forest mosaic. **Ecological Applications**, 13(1): 225-234.
- Kiffney, P. M., Richardson, J. S. & Bull, J. P. 2004. Establishing light as a causal mechanism structuring communities in response to experimental stream manipulation of riparian buffer width. **Journal of the North American Benthological Society**, 23(3): 542-555.
- Lester, R. E., Wright, W. & Jones-Lennon, M. 2007. Does adding wood to agricultural streams enhance biodiversity? an experimental approach. **Marine and Freshwater Research**, 58(8): 687-698.
- Lorion, C. M. & Kennedy, B. P. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. **Ecological Applications**, 19(2): 468-479
- Martinelli, L. A. & Filoso, S. 2007. Polluting effects of Brazil's sugar-ethanol industry. **Nature**, 445(7126): 364.
- Naiman, R. J., & Décamps, H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 28(1): 621-658.
- Nalon, M. A., Mattos, I. S. A. & Franco, G. A. D. C. 2008. Meio físico e aspectos da vegetação. Pp. 12-21. *In*: Rodrigues, R. R. & Bononi, V. L. R. (Orgs.). **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. Instituto de Botânica, São Paulo, 248p.
- Pusey, B. J. & Arthington, A. H. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Marine and Freshwater Research**, 54(1): 1-16.
- Rabeni, C. F. & Smale, M. A. 1995. Effects on siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. **Hydrobiologia**, 303: 211-219.
- Rahel, F. J. 2007. Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. **Freshwater Biology**, 52(4): 696-710.
- Rocha, F. C., Casatti, L., Carvalho, F. R. & Silva, A. M. 2009. Fish assemblages in stream stretches occupied by cattail (Typhaceae, Angiospermae) stands in Southeast Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 7(2):241-250.
- Schneider, K. N. & Winemiller, K. O. 2008. Structural complexity of woody debris patches influences fish and macroinvertebrate species richness in a temperate floodplain-river system. **Hydrobiologia**, 610: 235-244.
- Silva, A. M., Nalon, M. A., Kronka, F. J. N., Ivares, C. A. A, Camargo, P. B. & Martinelli, L. A. 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.
- Stauffer, J. C., Goldstein, R. M. & Newman, R. M. 2000. Relationship of wooded riparian zones and runoff potential to fish community composition in agricultural streams. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 57(2): 307-316.
- Sweeney, B. W., Bott, T. L., Jackson, J. K., Kaplan, L. A., Newbold, J. D., Standley, L. J.,

- Hession, W. C., Horwitz, R. J. & Colman, M. G. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 101(39): 14132-14137.
- Teresa, F. B. & Carvalho, F. R. 2008. Feeding association between benthic and nektonic Neotropical stream fishes. **Neotropical Ichthyology**, 6(1): 109-111.
- Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P. & Gatti, R. 1997. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. **Fisheries**, 22(6): 6-12.

Received November 2009  
Accepted December 2009  
Published online May 2011