

A IMPORTÂNCIA DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO PARA A PRESERVAÇÃO DA DIVERSIDADE DE PEIXES EM RIACHOS. ESTUDO DE CASO: RIACHO SANGA 2 DO POÇO PRETO, UM AFLUENTE DA BACIA DO RIO IGUAÇU, PARQUE NACIONAL DO IGUAÇU

LA IMPORTANCIA DE LAS UNIDADES DE CONSERVACIÓN PARA LA PRESERVACIÓN DE LA DIVERSIDAD DE PECES EN RIACHOS. ESTUDIO DE CASO: RIACHO SANGA 2 DEL POZO PRETO, UN AFLUENTE DE LA CUENCA DEL RÍO IGUAZÚ, PARQUE NACIONAL DEL IGUAZÚ

THE IMPORTANCE OF CONSERVATION UNITS FOR THE PRESERVATION OF FISH DIVERSITY IN STREAMS. CASE STUDY: RIACHO SANGA 2 DO POÇO PRETO, A TRIBUTARY OF THE IGUAÇU RIVER BASIN, IGUAÇU NATIONAL PARK.

Por DIESSE APARECIDA DE OLIVEIRA SEREIA¹; GISELE SILVA COSTA DUARTE² e TIAGO DEBONA³

Resumo

A biodiversidade é um dos temas centrais da biologia da conservação. As recentes degradações ambientais têm colocado em risco a biodiversidade global e os serviços ecossistêmicos. Este estudo teve como objetivo caracterizar a estrutura e assembleia de peixes de um riacho localizado no interior de uma unidade de conservação de proteção integral no Paraná, Brasil (Bioma Mata Atlântica). As coletas foram feitas trimestralmente no intervalo entre maio de 2010 a fevereiro de 2011, por meio de pesca elétrica. Utilizou-se o índice de Shannon - Wiener (H'), para medir a diversidade da comunidade e para a Equitabilidade foi usado o índice de Pielou (J'), os valores dos índices foram obtidos por meio do programa DivEs – Diversidade de Espécies v2.0. A diversidade foi relativamente alta (H' : 0,7002), já a equitabilidade foi menor (P : 0,6723), devido a presença de uma espécie dominante. Coletou-se um total de 1337 indivíduos, pertencentes a 5 ordens, 9 famílias, e 11 espécies (Riqueza). As ordens mais representativas foram Siluriformes (45,5%) e Characiformes (27,3%). *Astyanax* sp 1 foi a espécie mais abundante com 618 indivíduos. Os resultados obtidos ressaltam a

¹ Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Centro de Ciências Biológicas, Dois Vizinhos, Paraná, Brazil.

² Universidade Estadual de Maringá, Programa de Pós Graduação em Biologia Comparada.

³ Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Grupo de Pesquisa em Recursos Pesqueiros e Limnologia.

importância da unidade de conservação para a preservação dos ecossistemas, visando principalmente as espécies endêmicas e as desconhecidas na literatura, o que significa a perda da biodiversidade genética e o risco global para a extinção das espécies.

Palavras chaves: Biodiversidade. Mata Atlântica. Riqueza.

Resumen

La biodiversidad es uno de los temas centrales de la biología de la conservación. La degradación ambiental recientes han amenazado a los servicios globales de la biodiversidad y de los ecosistemas. Este estudio tuvo como objetivo caracterizar la estructura y la asamblea de los peces de una corriente situada dentro de una planta estrictamente protegida en Paraná, Brasil (Bioma Bosque Atlántico). Las colectas se hicieron trimestralmente en el intervalo comprendido entre mayo 2010 a febrero 2011, a través de pesca eléctrica. Se utilizó el índice de Shannon - Wiener (H'), para medir la diversidad de la comunidad y la Equidad se utilizó índice de uniformidad (J'), los valores del índice se obtuvieron a través del programa DivEs - Diversidad de especies v2.0. La diversidad fue relativamente alta (H' : 0,7002), ya que la uniformidad fue menor (P : 0,6723) debido a la presencia de una especie dominante. Fue recogido de un total de 1337 individuos de cinco órdenes, familias, 9 y 11 especies (riqueza). Las órdenes más significativas fueron Siluriformes (45,5%) y Characiformes (27,3%). *Astyanax* sp 1 fue la especie más abundante, con 618 individuos. Los resultados ponen de relieve la importancia de la unidad de conservación para la conservación de los ecosistemas, principalmente dirigidas a la endémica y desconocido en la literatura, lo que significa la pérdida de la diversidad genética y el riesgo global para la extinción de especies.

Palabras clave: Biodiversidad. Bosque Atlántico. Riqueza.

Abstract

Biodiversity is one of the central themes of conservation biology. Recent environmental degradation has threatened the global biodiversity and ecosystemic services. This study aimed to characterize the structure and assembly of fish from a stream located in a fulltime protection conservation unit in Parana, Brazil (Atlantic Forest biome). Samplings were made every three months between May 2010 to February 2011, through electrofishing. Indexes used were the Shannon-Wiener index (H'), to measure the diversity of the community and the Equitability was used evenness index (J'), index values were obtained through DivEs program - Species Diversity v2.0. Diversity was relatively high and (H' : 0.7002), since evenness was lower (P : 0.6723) due to presence of a dominant species. It was collected a total of 1337 individuals from five orders, nine families, and eleven species (Wealth). The most significant orders were Siluriformes (45.5%) and Characiformes (27.3%). *Astyanax* sp 1 was the most abundant species, with 618 individuals. The results highlight the importance of conservation units for the preservation of ecosystems, mainly targeting the endemic and unknown in the literature, which means the loss of genetic diversity and the overall risk of extinction of species.

Key words: Biodiversity. Atlantic Forest. Richness.

INTRODUÇÃO

O aumento das degradações por ações antrópicas sobre os ecossistemas naturais causam uma série de danos ambientais que, por sua vez, geram mudanças globais as quais ameaçam as espécies e os serviços ecossistêmicos, necessários para a manutenção da vida na Terra (KERR; KHAROUBA; CURRIE, 2007). Muitos fatores causam a extinção de espécies, porém a degradação de *habitats* e introdução de espécies exóticas são os mais citados (DIDHAM et al., 2007).

A título de exemplo, temos que, degradações causadas por espécies introduzidas como *Cyprinus carpio*, espécie invasora, a qual está relacionada a alterações nos sedimentos e nutrientes modificando as propriedades físico-químicas da água (FISCHER; KROGMAN; QUIST, 2013) e mudanças na assembleia de peixes (JACKSON et al., 2010).

Alguns ambientes como os riachos são mais suscetíveis a alterações causadas pelo lançamento de poluentes, os quais liberam substâncias tóxicas que podem ocasionar transformações bioquímicas, celulares, moleculares ou mutações fisiológicas nas células, fluidos corpóreos, tecidos ou órgãos dos organismos aquáticos (FLORES-LOPES; THOMAZ, 2011; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULENVAN, 2003).

Ainda, entre os danos causados pela fragmentação de habitats, destacam-se a perda da biodiversidade local e a invasão de espécies exóticas. Já as taxas de extinção e invasões biológicas atuais causadas pelas atividades antrópicas são mais elevadas do que seria esperado a partir do registro fóssil (BARNOSKY et al., 2011; OBERDORFF et al., 2011). O desmatamento da vegetação ripária e uso inadequado do solo contribuem para a perda do *habitat* em ecossistemas aquáticos (CASATTI et al., 2006). Logo, uma das formas de manter a biodiversidade nesses ambientes é a proteção das áreas de preservação permanentes, ou seja, a mata ciliar, que desempenha um importante papel mitigador, especialmente por interceptar sedimentos, fertilizantes e agrotóxicos que são drenados para os corpos hídricos por meio do escoamento superficial ou subterrâneo e lixiviação (CASATTI; LANGEANI; CASTRO, 2001). Degradações ambientais influenciam diretamente sobre o ecossistema aquático, pois espécies de pequeno porte são dependentes dessa vegetação (GORMAN; KARR, 1978; POFF; NELSON-BAKER, 1997; DELARIVA; SILVA, 2013). Um estudo realizado por Cetra, Ferreira e Carmassi (2009), evidenciou que em riachos desprovidos de vegetação ciliar a assembleia de peixes é mais pobre em espécies, pois a alimentação é restrita a invertebrados aquáticos associados ao fundo do leito.

É notória a necessidade de se preservar esses ambientes. Pesquisas e levantamentos oficiais apontam que 3.286 espécies estão ameaçadas de extinção no Brasil (MMA, 2014). Sabe-se hoje que a diversidade de vida não se distribui igualmente em todo o globo. Estudos revelam que a riqueza de espécies varia em todo o mundo para a maioria dos clados e tende a diminuir a partir do trópico do Equador para o polo (OBERDORFF et al., 2011). Para melhor exemplificar, verifica-se o caso da região neotropical a qual é detentora da maior diversidade mundial (GASTON, 2000).

Em relação aos peixes, estima-se um número de mais de 4.000 espécies (TOUSSAINT et al., 2016). Assim, pesquisadores têm realizado trabalhos taxonômicos por todo o mundo com intuito de desvendar a biodiversidade local (HOOPER; VITOUSEK, 1997; TILMAN et al., 1997; CHASE; LEIBOLD, 2002; DUFFY; RICHARDSON; CANUEL, 2003; LARENTIS et al., 2016). Esse fato pode ser considerado um espelho da situação atual e reflete a preocupação sobre o futuro da biodiversidade (GASTON, 2000).

É certo que, ao se determinar a riqueza, ou seja, o número de espécies em uma área e os fatores envolvidos, pode-se gerar um adequado planejamento de conservação em face de impactos antrópicos globais e regionais (KERR; KHAROUBA; CURRIE, 2007).

A relação entre diversidade e estabilidade de ecossistemas é uma das grandes polêmicas da ecologia teórica (MALTCHIK, 1999). A hipótese da diversidade-estabilidade (MCNAUGHTON, 1977; PIMM, 1984) apoia a ideia de que as espécies diferem em suas características e que ecossistemas mais diversos apresentam maior probabilidade de conter algumas espécies que sejam capazes de prosperar durante uma determinada perturbação ambiental e, desta forma, compensar os competidores que foram reduzidos pela perturbação. Esta visão considera que a biodiversidade proporciona resistência à perturbação (TILMAN; DOWNING, 1994).

A estabilidade de um ecossistema depende de alguns fatores, tanto bióticos, tais como a diversidade e as diferenças entre as interações das espécies (GOHEEN et al., 2003), bem como abióticos, tais como os parâmetros geológicos, geográficos, hidrológicos e climatológicos.

Dentre os fatores bióticos destaca-se a riqueza. Estudos mostram que a diversidade de espécies aumenta a estabilidade de uma comunidade (MAC ARTHUR 1955; GOHHEEN et al., 2003; DOWNING; BROWN; LEIBOLD, 2014), permitindo assim que a comunidade tenha uma constância temporal, maior resistência às mudanças ambientais ou resiliência após uma perturbação (MCCANN, 2000).

De outro modo, a perda de uma espécie pode causar mudanças na produtividade, estrutura do *habitat* e estabilidade, repercutindo no funcionamento do ecossistema e, conseqüentemente, na perda de outras espécies (WORM; DUFFY, 2003).

Perante tal realidade, a criação de unidades de conservação apresenta-se como uma medida eficaz, pois favorece a manutenção de fragmentos e conseqüentemente a sua biodiversidade, considerada a melhor estratégia para a proteção do patrimônio natural (D'OLIVEIRA; BURSZTYN; BADIN, 2002).

Muitos trabalhos ressaltam a importância das unidades de conservação para a preservação da biodiversidade, influência do ambiente conservado na reprodução, desova e desenvolvimento dos peixes (ZIOBER; REYNALTE; ZANIBONI, 2015), a manutenção dos parques para a proteção de aves (CARRILLO-RUBIO et al., 2014) e a tendência das áreas protegidas em abrigar mamíferos de grande porte (RAMESH et al., 2016).

A América do Sul possui uma das maiores reservas de água doce do mundo e o Brasil possui de 12% a 16% do total de água doce do planeta (TUNDISI; TUNDISI, 2008). Por sua vez, o Rio Iguaçu é a maior bacia hidrográfica do Paraná. Encontra-se em uma região de relevo acidentado, formando diversos rios e cachoeiras (BAUMGARTNER et al., 2012).

Os riachos da bacia apresentam características próprias, como a presença de barreiras físicas naturais, as rochas e as quedas (cachoeiras), diferentes substratos e níveis de profundidade (CASTRO, 1999). Os desmatamentos alteram os *habitats* das bacias hidrográficas e a dinâmica trófica destes ecossistemas, implicando na diversidade e composição das espécies (FELIPE; SÚAREZ, 2010).

É impossível pensar o papel das unidades de conservação desconectado da água. Além de serem criadas para proteger a fauna e a flora e oferecer serviços à população, como recreação em ambientes naturais, as unidades de conservação exercem também a função de preservação dos ecossistemas e proteção dos recursos hídricos, sem as unidades de conservação, muitos cursos d'água sequer existiriam.

Por fim, a importância das pesquisas a fim de analisar a biodiversidade local, especialmente quanto a comunidades aquáticas de riachos, bem como prover dados para prognosticar o impacto da antropização sobre estes ecossistemas. Assim, o estudo teve como objetivo investigar a composição da fauna de peixes localizada no riacho Sanga 2 do Poço Preto, um afluente da bacia do rio Iguaçu, no Parque Nacional do Iguaçu, e fornecer uma lista de espécies.

MATERIAL E MÉTODOS

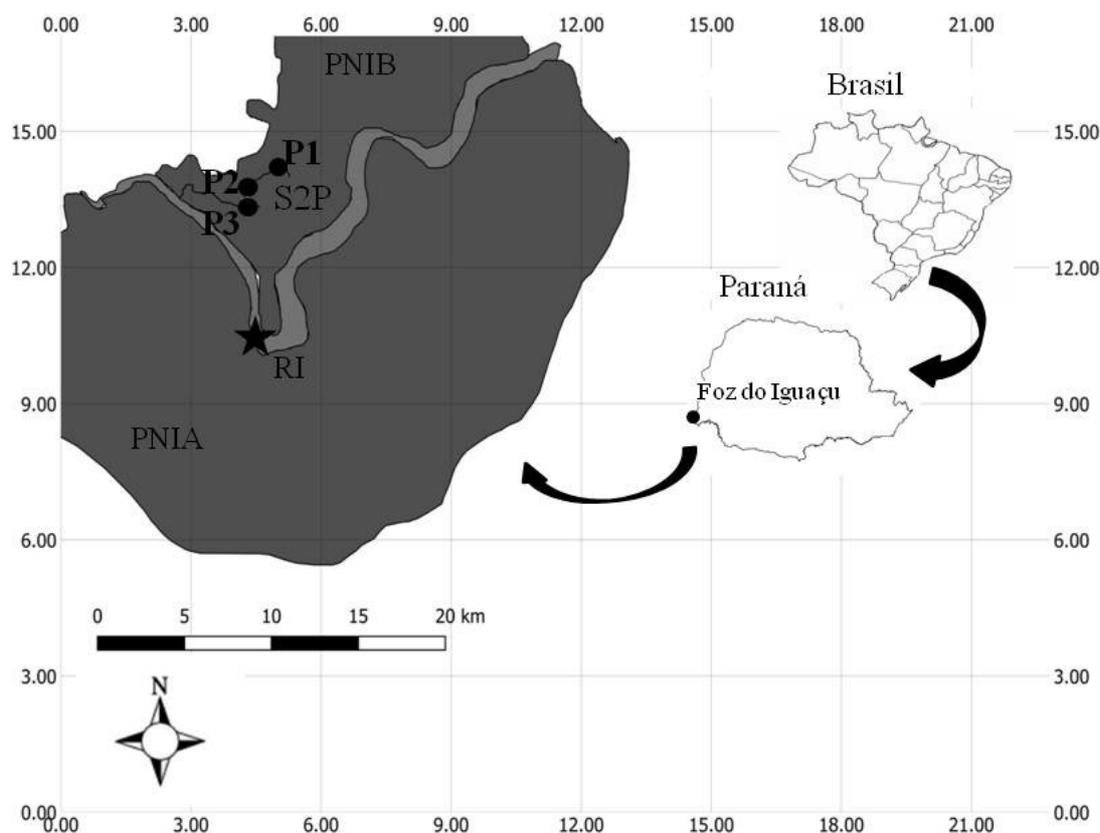
Local de Estudo

Considerada a maior unidade de conservação no domínio da Mata Atlântica, o Parque Nacional do Iguaçu é um dos últimos remanescentes preservados, desse tipo de vegetação, no sul do país, sendo descrito como “uma ilha floresta num oceano de extensos campos cultivados, refúgio de inúmeras espécies raras e ameaçadas de extinção” (D’OLIVEIRA; BURSZTYN; BADIN, 2002, p.5).

É uma unidade de conservação do tipo integral, instituído pelo Decreto Federal nº 1.035 de 10 de janeiro de 1939. Localiza-se no estado do Paraná perfazendo a superfície de aproximadamente 185.262,5 ha. Situa-se na margem direita do rio Iguaçu (BRASIL, 1939) e, no trecho final do rio, encontram-se as Cataratas do Iguaçu, a maior queda de água do planeta (SEMA, 2013).

A Bacia do Rio Iguaçu possui uma área de aproximadamente 55.110 km² e compreende 116 municípios (PAROLIN; RIBEIRO; LEANDRINI, 2010). O Rio Iguaçu e seus afluentes são considerados de grande importância ecológica (BAUMGARTNER et al., 2012).

O Riacho Sanga 2 do Poço Preto localiza-se no interior do Parque Nacional do Iguaçu e a jusante das Cataratas do Iguaçu. É considerado um ambiente preservado, com pouca influência humana. O substrato é parcialmente rochoso, com predominância de rápidos (fluxo de água). A vegetação ripária é composta por espécies pioneiras (Figura 1). Inserido em uma trilha amplamente explorada pelo ecoturismo, cruza dois tipos de formações vegetais: Floresta Estacional Semidecídua e Formações Pioneiras Aluviais (IBAMA, 1999).



[Figura 1. Localização do Riacho Sanga 2 do Poço Preto, Parque Nacional do Iguazu, Foz do Iguazu, Paraná, Brasil. Legenda: S2P: Riacho Sanga 2 do Poço Preto; P1, P2 e P3: Pontos amostrais; PNIB: Parque Nacional do Iguazu, lado Brasileiro; PNIA: Parque Nacional do Iguazu, lado Argentino; RI: Rio Iguazu; Símbolo Estrela: Cataratas do Iguazu;]

Amostragem em Campo

As coletas foram feitas trimestralmente entre maio de 2010 a fevereiro de 2011. Os peixes foram coletados por meio de pesca elétrica, utilizando um gerador portátil (Honda, de 2,5 kW, 220 V, 3-4 A) ligado a um transformador, com dois anéis de líquidos eletrificadas (ânodo e cátodo), e instalação de redes de bloqueio (malha Tamanho 5 mm) nas extremidades, para evitar a fuga de peixes.

As amostragens foram realizadas ao longo do riacho Sanga 2 do Poço Preto. O primeiro ponto de coleta dos peixes foi próximo à nascente (25°36'48.04"S 54°25'54.09"W), o segundo ponto localizado no meio do curso do riacho, denominado intermediário (25°37'19.3"S 54°26'52.6"W) e o último ponto de coleta na foz do riacho (25°37'40.5"S 54°26'53"W), através de três capturas sucessivas com unidade de esforço constante (CPUE) sobre um trecho de aproximadamente 40m.

Obteve-se licença do *Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade* – (ICMBio) (n° 23549 e Comitê de ética n°3510) para a coleta dos peixes.

Os espécimes coletados foram sacrificados em uma solução de óleo de cravo (eugenol, 2 gotas por litro conforme instruções do Conselho Federal de Medicina, 2001) e fixados em formalina a 10% e, em seguida, conservadas em álcool 70%.

A identificação ocorreu com base nas chaves propostas Baumgartner et al., (2012). Exemplares foram depositados na Coleção Ictiológica do Nupélia (Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura), Universidade Estadual de Maringá – UEM, localizada no Estado do Paraná, e na coleção Ictiológica do Gerpel (Grupo de Pesquisas de em Recursos Pesqueiros e Limnologia) da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, *campus* Toledo, Estado do Paraná.

A origem das espécies foi observada de acordo com Baumgartner et al., (2012). Assim, identificou-se como (a) “*Indígenas Endêmicas*” as espécies nativas e de ocorrência restrita a Bacia do Rio Iguaçu; (b) “*Indígenas Nativas*” as espécies nativas da bacia porém não restritas a esse local, podendo ser encontradas em outras bacias, e; “*Não Indígenas*” aquelas consideradas exóticas para o ambiente estudado, pertencentes a outra bacia.

Para avaliar a diversidade do ecossistema estudado (diversidade de espécies), utilizou-se as variáveis de Riqueza (S): Expresso como o número total de espécies amostradas; e Equitabilidade: Expressa a maneira pela qual o número de indivíduos está distribuído entre as diferentes espécies, isto é, indica se a abundância é semelhante ou divergente (ODUM; BARRETT, 2007).

O índice usado para medir a diversidade da comunidade foi o índice de Shannon - Wiener (H'), baseado na abundância proporcional de espécies. O valor de H' varia de 0 a 1, quanto mais próximo de 1 maior a diversidade; e Equitabilidade foi obtida através do índice de Pielou (J'), o qual refere-se ao padrão de distribuição dos indivíduos entre as espécies, com valores variando entre 0 e 1, para um mínimo e máximo de uniformidade, capaz de medir a proporção da diversidade observada em relação à máxima diversidade esperada (BROWER; ZAR; ENDE, 1998; ZAR, 1999; MAGURRAN, 2004). Os dados foram analisados através do software DivEs – Diversidade de Espécies v2.0 (RODRIGUES, 2005).

RESULTADOS

Coletou-se um total de 1337 indivíduos, pertencentes a cinco ordens, nove famílias, e 11 espécies (Tabela 1) das quais, 45,5% pertenceram à ordem Siluriformes; 27,3% Characiformes; 9,1% de cada uma das outras ordens (Figura 2).

Das 11 espécies capturadas, três delas são caracterizadas como indígenas endêmicas, sendo que duas delas foram raramente encontradas nos ambientes de estudo, três espécies são indígenas nativas e frequentemente encontradas enquanto que as cinco demais espécies capturadas são caracterizadas como não indígenas, das quais quatro apresentam captura abundante no ambiente (Tabela 1). Os dados por período de coleta e por ponto/região estão sumarizados na tabela 2.

Tabela 1 - Lista de espécies coletadas no riacho sanga 2 do Poço Preto.

TAXON	NOME COMUM	ENDEMISM O	OCORRÊNCI A	VOUCHER
CHARACIFORMES				
Crenuchidae				
<i>Characidium</i> sp. 1	"charutinho"	IE	FE	CIG 410; CIG 1422
Characidae				
<i>Astyanax</i> sp. 1	"lambari"	IE	RE	CIG 2277
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	"lambari- relógio"	IN	FE	
SILURIFORMES				
Trichomycteridae				
<i>Trichomycterus</i> sp. 3	"candiru"	NI (BP)	ND	CIG 1416
Callichthyidae				
<i>Corydoras</i> sp.	"limpa-vidro"	NI (BP)	ND	NUP 14267
Loricariidae				
<i>Hisonotus</i> sp.	"cascudinho"	IE	RE	CIG 2261
<i>Hypostomus albopunctatus</i> Regan, 1908	"cascudo"	IN	FE	CIG 1444
Heptapteridae				
<i>Rhamdia</i> aff. <i>quelen</i> Quoy & Gaimard, 1824	"jundiá"	NI (BP)	ND	CIG 1475; CIG 1418
CYPRINODONTIFORMES				
Poeciliidae				
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	"barrigudinho"	IN	FE	CIG 1427
SYNBRANCHIFORMES				
Synbranchidae				
<i>Synbranchus</i> cf. <i>marmoratus</i> Bloch, 1795	"mussum"	NI (BP)	RE	CIG 1449; CIG 1434
PERCIFORMES				
Cichlidae				
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982	"joaninha"	NI (BP)	ND	CIG 1483

Fonte: o autor, 2016.

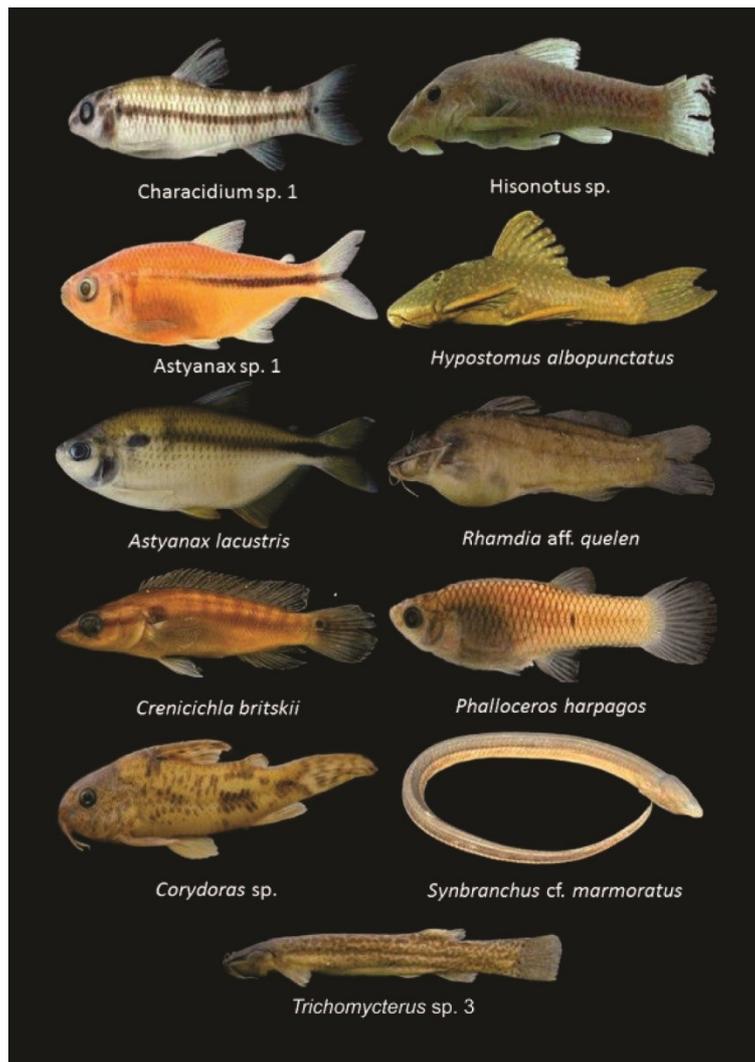
Legenda: Endemismo: IE: Indígena Endêmica; IN: Indígena Nativa; NI: Não Indígena. Ocorrência: FE: Facilmente Encontrada; RE: Raramente Encontrada; (Baumgartner et al., 2012); ND: Informação Não Disponível . BP: Pertencente a Bacia do rio Paraná. NUP - vouchers de espécimes depositados na coleção ictiológica Nupélia; e CIG - vouchers de espécimes depositados na coleção ictiológica GERPEL.

Tabela 2 - Dados por período de coleta e por ponto amostrado.

Espécies	maio-10			agosto-10			novembro-10			fevereiro-11			TOTAL
	foz	meio	nasc	foz	meio	nasc	Foz	meio	nasc	foz	meio	nasc	
<i>Characidium</i> sp. 1	6		6		4	1	10	4	5	4	1	7	48
<i>Astyanax</i> sp. 1	131	58	99	19	36	64	34	28	53	31	56	97	706
<i>A. lacustris</i>			3										3
<i>Trichomycterus</i> sp. 3	19	17		11	10		35	21		8	9		130
<i>Corydoras</i> sp.	15	8	41	10	8	16	7	7	22	10	6	21	171
<i>Hisonotus</i> sp.	5	5	4	6	1	2		9	9	1		7	49
<i>H. albopunctatus</i>										1			1
<i>R. aff. Quelen</i>	26	9	10	5	1	6	6	6	9	6		3	87
<i>P. harpagos</i>	62	14	8	20	12	8	17	5	13	40	11	13	223
<i>S. cf. marmoratus</i>			1		1	1			1	2			6
<i>C. britskii</i>			1										1
Total	264	111	173	71	73	98	109	80	112	103	83	148	1425

Fonte: Autor, 2016.

[Figura 2. Lista de espécies coletadas no riacho sanga 2 do Poço Preto].



A riqueza foi de 11 espécies. A diversidade relativamente alta ($H' 0,7002$; H' máximo 1,0414), porém a uniformidade foi baixa ($J' 0,6723$) devido à presença de uma espécie dominante (*Astyanax* sp. 1).

DISCUSSÃO

A ampla quantidade de indivíduos das ordens de Characiformes e Siluriformes capturadas no Riacho Sanga 2, com superioridade da segunda é uma tendência encontrada em riachos de toda a região neotropical (LOWE-MCCONNELL, 1999; CASTRO; 1999). Os dados corroboram com estudos realizados por Baumgartner et al., (2006) no reservatório de Salto Osório mediante a jusante e Bifi et al. (2006), no Rio dos Padres (afluente do Rio Iguaçu), os quais encontraram predomínio dessas mesmas ordens com leve superioridade de Siluriformes.

O ambiente estudado apresentou uma riqueza de 11 espécies, pode-se concluir que é um número alto quando comparado com outros trabalhos em riachos semelhantes, como os estudos realizados por Bertaco (2009), onde identificaram 16 espécies em cinco riachos. Já Couto e Aquino (2011) obtiveram um total de 22 espécies em oito riachos estudados e Delariva e Silva (2013) registrou 34 espécies em quatro riachos.

De acordo com Baumgartner et al. (2012), *Astyanax* sp. 1 é uma espécie indígena endêmica e raramente encontrada. No presente estudo, essa espécie foi a que apresentou o maior número de indivíduos coletados (618). O gênero em questão tem uma capacidade excepcional de colonizar ambientes e costuma apresentar uma alimentação com tendência a onivoria e com um consumo alto de materiais vegetais de origem alóctone (SCHNEIDER, 2008). Isso pode explicar a grande quantidade de espécimes, uma vez que este ambiente encontra-se preservado e com uma grande vegetação ripária. Esse fato ressalta a importância deste riacho e da Unidade de conservação para a preservação de espécies.

De acordo com alguns autores, as assembleias ictiofaunísticas funcionam como indicadoras da qualidade ambiental, pois refletem o estado biótico e abiótico de seu ambiente (KARR, 1981; ARAÚJO, 1998; SHIBATTA; GEALGH; BENNEMANN, 2007). Isso é explicado por meio da estimativa do aumento das espécies tolerantes em relação às espécies não tolerantes, é possível avaliar as alterações na estrutura da comunidade, possibilitando identificar possíveis distúrbios ambientais através de mudanças no padrão de dominância e de diversidade das espécies (CLARKE; WARWICK, 1994).

A diversidade (0,7002) pode ser considerada alta. No entanto, a uniformidade (0,6723) de distribuição foi baixa devido à dominância da espécie *Astyanax* sp. 1. A presença de espécies raras ou dominantes podem auxiliar nas propostas de conservação e monitoramento da biodiversidade, pois:

[...] uma espécie rara pode estar associada a uma característica ambiental específica e torna-se necessário a manutenção e preservação de um determinado local de ocorrência, espécies mais abundantes podem ser extremamente úteis do ponto de vista de monitoramento de uma área maior (CETRA; FERREIRA; CARMASSI, 2009, p. 113).

A ictiofauna dos rios e riachos representa um grupo importante nos estudos de integridade ecológica destes *habitats* por ocuparem variadas dimensões espaciais e temporais dos nichos e das teias tróficas (TEIXEIRA et al., 2005).

Rios de pequena ordem apresentam normalmente baixa riqueza específica, comportando-se assim como ambientes com maior susceptibilidade a perda de espécies e redução da diversidade ocasionada pela urbanização nos entornos, o que altera a qualidade da água, regime hidrológico ou ambos (CUNICO; AGOSTINHO; LATINI, 2006).

As espécies de *Trichomycterus* sp. 3, *Rhamdia* aff. *quelen* e *Crenicichla britskii* são classificadas como não indígenas (BAUMGARTNER et al., 2012), e poderiam ser rotuladas como exóticas, no entanto, são necessários mais estudos nestes ecossistemas, uma vez que são descritas como novos registros para a bacia (LARENTIS et al., 2016).

A capacidade de colonizar ambientes pequenos com dimensões físicas reduzidas provoca uma alta taxa de especiação alopátrica, ou seja, quando as populações se tornam geograficamente isoladas a ponto de interromper o fluxo gênico entre elas até se diferenciar (MAYR, 1942; 1963). Possivelmente, este constitua uma das causas para tantas espécies não descritas ou com situação taxonômica não definida (CASTRO, 1999; LANGEANI et al., 2007), como as cinco espécies encontradas neste estudo.

Ao descrever a ictiofauna de cinco riachos pertencentes à bacia do Rio Iguaçu, Larentis et al. (2016), encontrou a espécie *Corydoras* sp. apenas no Riacho Sanga 2 do Poço Preto. Para riachos de pequeno porte, a estrutura do *habitat* está fortemente correlacionada com a estrutura da comunidade de peixes. Os peixes de pequenos riachos são considerados especialistas de *habitats* (GORMAM; KARR, 1978). Essa característica pode estar associada ao fato de que estes ambientes apresentam traços distintos e, uma vez que o deslocamento desses peixes pode ser limitado por barreiras geográficas, além da utilização de micro-hábitat por parte das espécies para abrigo e alimentação, que muitas vezes limita a sua ocorrência (CASATTI; LANGEANI; CASTRO, 2001).

Por isso, é importante analisar questões como: a transposição de espécies entre bacias e continentes, a competição, alteração de *habitats*, entre outros, como fatores que podem influenciar a composição dos organismos (BAUMGARTNER et al., 2012).

Todas as espécies capturadas são de pequeno porte, comprimento máximo de 20,0 cm, fato comum em riachos de primeira ordem (COUTO; AQUINO 2011; CASATTI, 2005; DELARIVA; SILVA, 2013; LARENTIS et al., 2016). De acordo com Castro (1999) riachos sul-americanos apresentam como padrão a presença de peixes de pequeno porte, associado a um grau elevado de endemismo o que acentua ainda mais a necessidade de estratégias para a conservação desses locais (KERR; KHAROUBA; CURRIE, 2007).

Chega-se ainda a esta conclusão através do estudo realizado por Ramesh et al. (2016), no qual demonstrou que a riqueza de espécies aumenta com o tamanho da área protegida. Isto pode ser verificado

especialmente no parque Nacional do Iguaçu, uma unidade de conservação pertencente ao grupo de proteção integral na categoria Parque Nacional (BRASIL, 2000).

As espécies de *Trichomycterus* sp. 3, *Rhamdia* aff. *quelen* e *Crenicichla britskii* são classificadas como não indígenas (BAUMGARTNER et al., 2012), e poderiam ser rotuladas como exóticas, no entanto, são necessários mais estudos nestes ecossistemas, uma vez que são descritas como novos registros para a bacia (LARENTIS et al., 2016).

Deste modo, é notório o papel das unidades de conservação na preservação diante do cenário atual, estas regiões podem ser um dos únicos e últimos refúgios para a fauna e flora: As Unidades de Conservação são a pedra angular da conservação *in situ* da diversidade biológica:

[...] São importantes pelo seu papel na preservação da diversidade biológica, do estoque genético representado pelos organismos vivos e na manutenção de serviços essenciais dos ecossistemas em favor da qualidade de vida do ser humano (SÃO PAULO, 2009, p. 19).

Os resultados aqui obtidos mostram claramente a importância da unidade de conservação para a preservação dos peixes, considerando principalmente as espécies desconhecidas na literatura e as espécies endêmicas, pois mantém uma adequada vegetação ao redor dos riachos e uma constante preservação do ambiente, uma vez que uma extinção local de espécies endêmicas acarreta em uma extinção global das mesmas.

Ademais, listas de fauna e flora são essenciais para o monitoramento a longo prazo e uma gestão eficaz. Neste sentido, espera-se que tal levantamento de fauna contribua no planejamento e gestão dessa unidade de conservação bem como para programas de sensibilização ambiental com a comunidade e os turistas que transitam diariamente pela trilha, além de ser base para futuros estudos sobre a ecologia e biologia de peixes em riachos dentro e fora do PNI.

AGRADECIMENTOS

Ao grupo de pesquisa em Recursos Pesqueiros e Limnologia – Gerpel; ao SISBIO pela licença; ao Parque Nacional do Iguaçu pelo apoio logístico; à Universidade Estadual do Oeste do Paraná – Unioeste.

REFERÊNCIAS

ALBERT, J. S.; REIS, R. E. (Eds.). *Historical biogeography of neotropical freshwater fishes*. London: University of California Press, 2011.

BARNOSKY, A. D. et al. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, London, v. 471, p. 51-57, 3 Mar.2011.

BAUMGARTNER, D. et al. Fish, Salto Osório Reservoir, Iguazu River basin, Paraná State, Brazil. *Check List*, São Paulo, v. 2, n. 1, p. 1-4, 2006.

BAUMGARTNER, G. et al. *Peixes do baixo Rio Iguazu*. Maringá: EDUEM, 2012.

BERTACO, V. Freshwater fishes, Ilha de Santa Catarina, southern coastal drainage of the state of Santa Catarina, Brazil. *Check List*, São Paulo, v. 5, n. 4, p. 898-902, 2009.

BIFI, A. G. et al. Composição específica e abundância da ictiofauna do rio dos Padres, bacia do rio Iguazu, Brasil. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, Maringá, v. 28, n. 3, p. 203-211, 2006.

BRASIL. Decreto Lei nº 1.035, de 10 de janeiro de 1939. Cria o Parque Nacional do Iguassú e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Casa Civil, Brasília, DF, 11 jan. 1939.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de Julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 18 jul. 2000. Disponível em:

<http://www.planalto.gov.br/ccivil_0/leis/L9985.htm>. Acesso em: 25 set. 2016.

BROWER, J. E.; ZAR, J.; ENDE, C. N. V. *Field and laboratory methods for general ecology*. New York: McGraw-Hill, 1998.

CARRILLO-RUBIO, E. et al. Use of multispecies occupancy models to evaluate the response of bird communities to forest degradation associated with logging. *Conservation Biology*, Boston, v. 28, n. 4, p. 1034-1044, Mar. 2014.

CASATTI, L. et al. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 66, n. 2b, p. 681-696, maio 2006.

CASATTI, L. Fish assemblage structure in a first order stream, Southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality and microhabitat diversity. *Biota Neotropica*. Campinas, v. 5, n. 1, p. 75-83, 2005.

CASATTI, L.; LANGEANI, F; CASTRO, R. M. C. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*, Campinas, v. 1, n. 1-2, p. 1-15, 2001.

CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. *Ecologia de peixes de riachos*. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1999. p. 139-155.

CETRA, M.; FERREIRA, F. C.; CARMASSI, A. L. Caracterização das assembleias de peixes de riachos de cabeceira no período chuvoso na bacia do rio Cachoeira (SE da Bahia, NE do Brasil). *Biota Neotropica*, Campinas, v. 9, n. 2, p. 107-115, 2009.

CHASE J. M.; LEIBOLD, M. A. Spatial scale dictates the productivity-biodiversity relationship. *Nature*, London, v. 416, n. 6879, p. 427, 2002.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. W. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. 2. ed. Plymouth, U.K.: Bourne Press, 1994.

COUTO, T. B. A.; AQUINO, P. U. Structure and integrity of fish assemblages in streams associated to conservation units in Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre, v. 9, n. 2, p. 445-454, Apr./June 2011.

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

D'OLIVEIRA, E.; BURSZTYN, I.; BADIN, L. Parque Nacional do Iguaçu. *Caderno Virtual de Turismo*, Rio de Janeiro, v. 2, n. 4, p. 1-10, 2002. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=115418121001>> Acesso em: jun. 2016.

DELARIVA, R.; SILVA, J. C. Fish fauna of headwater streams of Perobas Biological Reserve, a conservation unit in the Atlantic Forest of the Northwestern Paraná State, Brazil. *Check List*, São Paulo, v. 9, n. 3, p. 549-554, 2013.

DIDHAM, R. K. et al. Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in Ecology and Evolution*, Amsterdam, v. 22, n. 9, p. 489-496, Jul. 2007.

DOWNING, A. L.; BROWN, B. L.; LEIBOLD, M. A. Multiple diversity-stability mechanisms enhance population and community stability in aquatic food webs. *Ecology*, v. 95, n. 1, p. 173-84, Jan. 2014.

DUFFY, J. E.; RICHARDSON, J. P.; CANUEL, E. A. Grazer diversity and ecosystem functioning in seagrass beds. *Ecology Letters*, Oxford, v. 6, p. 1-9, 2003.

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

FISCHER, J. R., KROGMAN, R. M.; QUIST, M. C. Influences of native and non-native benthivorous fishes on aquatic ecosystem degradation. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 711, p. 187-199, 2013.

FLORES-LOPES, F.; THOMAZ, A. T. Histopathologic alterations observed in fish gills as a tool in environmental monitoring. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 71, n.1 p.179-188, 2011.

GASTON, K. J. Review article Global patterns in biodiversity. *Nature*, London, v. 405, p. 220-227, 2000.

GOHEEN, J. R. et al. Forces structuring tree squirrel communities in landscapes fragmented by agriculture: species differences in perceptions of forest connectivity and carrying capacity. *Oikos*, Rio de Janeiro, v. 102, n. 1, p. 95-103, 2003.

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

HOOPER, D. U.; VITOUSEK, P. M. The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science*, New York, v. 277, p. 1302-1305, 1997.

IBAMA. *Plano de Manejo do Parque Nacional do Iguaçu*. 1999. Disponível em <http://www.ibama.gov.br/siucweb/unidadesparna/planos_de_manejo/17/html/index.htm>. Acesso em: 10 set. 2016.

JACKSON, Z. J. et al. Common carp (*Cyprinus carpio*), sport fishes, and water quality: ecological thresholds in agriculturally eutrophic lakes. *Lake and Reservoir Management*, Washington, v. 26, p. 14-22, 2010.

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

KERR, J. T.; KHAROUBA, H. M.; CURRIE, D. J. The macroecological contribution to global change solutions. *Science*, New York, v. 316, p. 1581-1584, 15 Jun. 2007.

LANGANI, F. et al. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, Campinas, v. 7, n. 3, p. 181-197, 2007.

LARENTIS, C. et al. Ichthyofauna of streams from the lower Iguaçu River basin, Paraná State, Brazil. *Biota Neotropica*, Campinas, v. 16, n. 3, p. 1-11, 2016.

- LOWE-MCCONNELL, R. H. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: EDUSP, 1999. 534 p.
- MAC ARTHUR, R. H. 1955. Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology*, v. 36, n. 3, p. 533-536, Jul. 1955.
- MAGURRAN, A. E. *Measuring biological diversity*. Malden: Blackwell Science, 2004.
- MALTCHIK, L. Biodiversidade e estabilidade em lagoas do semi-árido. *Ciência Hoje*, Rio de Janeiro, v. 25, n. 148, p. 64-67, 1999.
- MAYR, E. *Animal species and evolution*. Cambridge: Harvard University, 1942.
- MAYR, E. *Animal species and evolution*. Cambridge: Harvard University, 1963.
- MCCANN, K. S. The diversity: stability debate. *Nature*, London, v. 405, p. 228-233, 2000.
- MCNAUGHTON, S. J. Diversity and stability of ecological communities: a comment on the role of empiricism in ecology. *American Naturalist*, Chicago, v. 111, n. 979, p. 515-525, May/Jun. 1977.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. *Atualização das listas de espécies ameaçadas*. 18 dez. 2014. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biodiversidade/especies-ameacadas-de-extincao/atualizacao-das-listas-de-especies-ameacadas>>. Acesso em: 12 set. 2016.
- OBERDORFF, T. et al. Global and regional patterns in riverine fish species richness: a review. *International Journal of Ecology*, New York, v. 2011, p. 1-12, 2011.
- ODUM, E. P; BARRET, G. W. *Fundamentos de ecologia*. São Paulo: Thomson Pioneira, 2007. (p. 19).
- PAROLIN, M.; RIBEIRO, C. V.; LEANDRINI, J. A. Abordagem interdisciplinar em bacias hidrográficas no estado do Paraná. Campo Mourão: Fecilcam, 2010.
- PIMM, S. L. The complexity and stability of ecosystems. *Nature*, London, v. 307, p.321-326, 1984.

POFF, N. L.; NELSON-BAKER, K. Habitat heterogeneity and algal-grazer interactions in streams: explorations with a spatially explicit model. *Journal of the North American Benthological Society*, Chicago, v. 16, n. 1, p. 263-276, 1997.

RAMESH, T. et al. Native habitat and protected area size matters: preserving mammalian assemblages in the Maputaland Conservation Unit of South Africa. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 360, p. 20-29, 2016.

RODRIGUES, W. C. *DivEs – Diversidade de Espécies*. Versão 2.0, Software e Guia do usuário. 2005. Disponível em: <<http://www.ebras.bio.br/dives>>. Acesso em: 10 jun. 2016.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. *Unidades de conservação da natureza*. São Paulo: SMA, 2009.

SCHNEIDER, M. *Composição e estrutura trófica da comunidade de peixes de riachos da sub-bacia do ribeirão Bananal, Parque Nacional de Brasília, bioma Cerrado, DF*. 2008. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

SEMA. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. *Bacias hidrográficas do Paraná*. Curitiba, 2013. Disponível em: <http://www.meioambiente.pr.gov.br/arquivos/File/corh/Revista_Bacias_Hidrograficas_do_Parana.pdf>. Acesso em: 13 jul. 2016.

SHIBATTA, O. A.; GEALH, A. M.; BENNEMANN, S. T. Ictiofauna dos trechos alto e médio da bacia do Rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, Campinas, v. 7, n. 2, p. 125-134, 2007.

TEIXEIRA, T. P. et al. Diversidade das assembléias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. *Iheringia*, Porto Alegre, v. 95, n. 4, p. 347-357, 2005.

TILMAN, D. et al. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, New York, v. 277, p. 1300-1302, Aug.1997.

TILMAN, D., DOWNING, J. A. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature*, London, v. 367, p. 363-365, Jan. 1994.

TOUSSAINT, A. et al. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Scientific Reports*, New York, v. 6, p. 1-9, 2016.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

VAN DER OOST, R.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, Amsterdam, v. 13, n. 2, p. 57-149, 2003.

WORM, B.; DUFFY, J. E. Biodiversity, productivity and stability in real food webs. *Trends in Ecology and Evolution*, Amsterdam, v. 18, n. 12, p. 628-632, Dec. 2003.

ZAR, J. H. *Biostatistical Analysis*. New Jersey: Prentice Hall, 1999.

ZIOBER, S. R.; REYNALTE, D. A. T.; ZANIBONI, F. E. The importance of a conservation unit in a subtropical basin for fish spawning and growth. *Environmental Biology of Fishes*, Dordrecht, v. 98, p. 725-737, 2015.