

## Análise ecológica sobre a contribuição da legislação ambiental brasileira na conservação da ictiofauna autóctone

Alexandre Augusto Costa

*Doutor em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Federal de São Carlos, Perito Criminal da Polícia Científica do Estado de São Paulo. Professor de Direito Ambiental do Centro Universitário de Rio Preto (UNIRP)*

*Histórico do Artigo:* Submetido em: 06/01/2020 – Revisado em: 13/02/2020 – Aceito em: 16/04/2020

### RESUMO

A legislação ambiental brasileira de proteção aos recursos pesqueiros está fundada tanto em restrições genéricas, aplicáveis indistintamente a quaisquer espécies, quanto em restrições específicas, que variam em conformidade com a espécie que se pretende proteger. No entanto, a definição legal de pesca mostra-se abrangente na medida em que alcança os meios preparatórios e não distingue entre espécies nativas e exóticas. Com base no levantamento casuístico retrospectivo de autos de infração ambiental, foi avaliado se o modelo de controle jurídico-administrativo da pesca predatória constitui ferramenta eficaz na preservação da ictiofauna autóctone, utilizando-se, como área de estudo, a região de São José do Rio Preto, localizada no noroeste do estado de São Paulo, dotada de extensa rede hidrográfica e submetida a contínuas ameaças antropogênicas. Entre os anos de 2003 e 2009, houve 696 apreensões relacionadas com pesca ilegal, atingindo 18.641 espécimes, dos quais 13.695 (73,47%) autóctones, 4.112 (22,06%) alóctones e 834 (4,47%) exóticos, com biomassa total aproximada de 6,37 toneladas. A quantidade de exemplares de espécies autóctones foi, em média, 3,57 vezes (SD=2,02) maior que a de não-autóctones ( $t=10,13$ ;  $df=12$ ;  $p=0,01$ ) com valores significativamente superiores apenas nos meses de fevereiro, março, maio, outubro, novembro e dezembro (teste Kruskal-Wallis;  $H=75,96$ ;  $p<0,05$ ). Foram identificados dez tipos de petrechos, com prevalência das redes de espera (64,53%) dotadas de malhas com dimensões inferiores às permitidas. Os resultados sugerem que o modelo adotado pela legislação ambiental contribui no controle das atividades de pesca predatória, sobretudo em função da prevalência de meios não-seletivos de captura e a elevada incidência de espécies autóctones.

**Palavras-Chaves:** Peixes, Biodiversidade, Pesca.

## Ecological analysis about the contribution of the brazilian environmental legislation to the conservation of autochthonous ichthyofauna

### ABSTRACT

The brazilian environmental legislation to the protection of fisheries resources is founded in generic restrictions, apply to any species, and specific restrictions, vary according the species to be protected. However, the legal definition of fishing reaches preparatory means and does not distinguish between native and exotic species. Based on retrospective casuistic survey of environmental infraction notices, it was evaluated the model of juridic-administrative control of predatory fishing to the preservation of autochthonous ichthyofauna, using as study area the region of São José do Rio Preto, located in the northwest of São Paulo state, with a broad hydrographic network and subjected to continuous anthropogenic threats. Since 2003 until 2009, have been reported 696 arrests related to illegal fishing that reached a total of 18,641 specimens, of which 13,695 (73.47%) autochthonous, 4112 allochthonous (22.06%) and 834 (4.47%) exotics, with approximate biomass total of 6.37 tons. The number of autochthonous specimens was on average 3.57 times (SD = 2.02) greater than that of non-autochthonous ( $t = 10.13$ ,  $df = 12$ ,  $p < 0.05$ ) with values significantly higher only in the months of February, March, May, October, November and December (Kruskal-Wallis test,  $H = 75.96$ ,  $p < 0.05$ ). Have been identified ten types of fitting equipment, with a prevalence of gillnets (64.53%) fitted with mesh sizes smaller than those allowed patterns. The results suggest that the tutelage's technique of environmental legislation contributes in controlling activities of predatory fishing, mainly due to the prevalence of non-selective means of capture and the high incidence of autochthonous specimens.

**Keywords:** Fishes, Biodiversity, Fishing.

## 1. Introdução

O território brasileiro é privilegiado em recursos hídricos, pois dispõe de uma grande rede de cursos d'água, detendo a bacia hidrográfica da Amazônia e a do Paraná que representam as duas maiores da região Neotropical em termos de área de drenagem (Stevaux, Souza-Filho & Jabur, 1997).

Os organismos aquáticos constituem importantes fontes de proteína animal para as populações humanas (Allan et al., 2005). Entre tais organismos, ressaltam-se os peixes que constituem o grupo mais diversificado entre os vertebrados (Lowe-McConnell, 1999) com uma diversidade aproximada de 34.300 espécies (Froese & Pauly, 2019).

Ainda que a região Neotropical possua uma das mais diversificadas faunas de peixes de água doce do mundo, com riqueza de 6.025 espécies (Reis, Kullander & Ferraris-Júnior, 2003), a demanda por alimentos continua a aumentar em consequência do crescimento populacional humano enquanto os estoques de peixes são reduzidos e comprometidos na sua capacidade em atingir o rendimento máximo sustentável (Agnew et al., 2009).

Os acentuados declínios de biodiversidade indicam que os ecossistemas aquáticos continentais estão entre os mais ameaçados do mundo. A ação combinada da pesca excessiva, da poluição hídrica, da modificação dos fluxos, da degradação dos habitats e da invasão de espécies não-nativas tem afetado negativamente a sobrevivência das populações de espécies aquáticas nativas, comprometendo, dessa forma, os estoques de recursos pesqueiros e as funções ambientais dos ecossistemas aquáticos continentais (Dudgeon et al., 2006).

A sobreexploração desponta como uma das principais ameaças, já que grande parte da atividade pesqueira mundial é explorada em demasia, sendo amplamente aceito que a pesca descontrolada pode afetar negativamente a abundância dos estoques pesqueiros (Hilborn et al., 2003). Até recentemente restrita a ambientes marinhos, a dizimação da fauna aquática por superexploração tem sido comum em ecossistemas de água doce (Humphries & Winemiller, 2009).

Acredita-se que os estoques pesqueiros atuais sejam incapazes de se recuperar do longo histórico de exploração, sobretudo em função de que, submetidas às pressões vigentes e no estado alterado em que se encontram, podem estar mais vulneráveis a eventuais distúrbios (Allan et al., 2005). Maior atenção tem sido dada à sobreexploração, não apenas pelo fato de que as pressões de pesca cresceram demasiadamente, mas porque a exploração excessiva resulta de atividades humanas que podem ser mais facilmente reguladas (Hilborn et al., 2003).

Neste contexto, a pesca ilegal representa um problema crescente em muitas partes do mundo já que contribui com a diminuição dos recursos pesqueiros e, por isso, constitui uma das barreiras cruciais ao uso sustentável dos recursos pesqueiros (Agnew et al., 2009). As crescentes ameaças promovidas pelas atividades de pesca ilegal exigem a urgente intervenção de todos os instrumentos possíveis de controle. Por esta razão, a conscientização acerca dos impactos em comunidades ictiofaunísticas tem inspirado a elaboração de normas jurídicas voltadas à conservação dos recursos naturais de ecossistemas aquáticos.

No Brasil, o artigo 225, §3º, da Constituição Federal, consagra a tríplice responsabilização ambiental, na medida em que as condutas e atividades consideradas lesivas ao meio ambiente sujeitarão os infratores, pessoas físicas ou jurídicas, a sanções penais e administrativas, independentemente da obrigação de reparar os danos causados.

Na esfera administrativa, prevalece o princípio da supremacia do interesse público sobre o privado, a partir do qual decorre, como prerrogativa, o exercício repressivo do poder de polícia do Estado, consubstanciado na aplicação de sanções administrativas como consequência da prática de infrações a normas de polícia pelos particulares a elas sujeitos (Alexandrino & Paulo, 2016).

Para tanto, o artigo 70, *caput*, da Lei 9.605/1998, considera infração administrativa ambiental toda ação ou omissão que viole as regras jurídicas de uso, gozo, promoção, proteção e recuperação do meio ambiente. Ocorre que, em observância ao princípio constitucional da legalidade estrita (artigo 5º, II, da Constituição Federal), faz-se necessário definir claramente quais as condutas e atividades serão consideradas

lesivas ao meio ambiente, o que coube ao Decreto Federal 6.514/2008 ao elencar o rol de infrações e respectivas sanções administrativas ambientais.

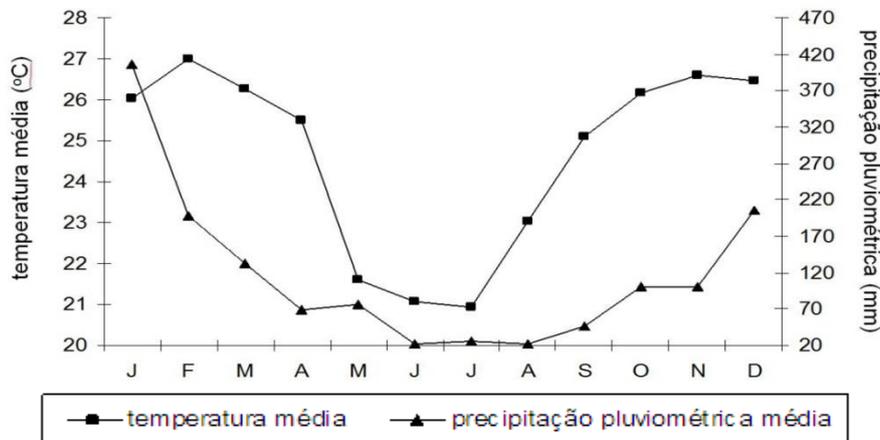
Por outro lado, o aperfeiçoamento da legislação como instrumento eficaz de proteção ambiental deve também estar alicerçado em contribuições científicas criteriosas, obtidas com base na avaliação dos efeitos e das consequências reais da repressão jurídica às condutas e atividades consideradas lesivas ao meio ambiente.

Assim sendo, o presente trabalho tem, por objetivo, avaliar se o modelo de controle jurídico-administrativo da pesca predatória constitui ferramenta eficaz na preservação da ictiofauna autóctone, utilizando-se, como área de estudo, a região de São José do Rio Preto, localizada no noroeste do estado de São Paulo, dotada de extensa rede hidrográfica e submetida a contínuas ameaças antropogênicas.

## 2. Material e Métodos

A área de estudo compreendeu os 31 municípios componentes da região de governo na área administrativa de São José do Rio Preto, localizada no noroeste do estado de São Paulo e perfazendo um total de 9.705 Km<sup>2</sup> com aproximadamente 751.476 habitantes (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2009). Segundo dados do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo (2012), a precipitação anual varia de 1.200 a 1.600 mm ( $\pm 120$  mm) e concentra-se de 71 a 90 % na estação chuvosa que ocorre entre os meses de outubro e março. As médias de temperatura do ar oscilam entre 27 °C ( $\pm 0,73$  °C) em fevereiro e 21°C ( $\pm 0,99$  °C) em julho (Fig. 1).

**Figura 1** – Valores médios mensais das temperaturas médias (°C) e da precipitação pluviométrica (mm) entre os anos de 2003 e 2009 na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, segundo dados do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo.

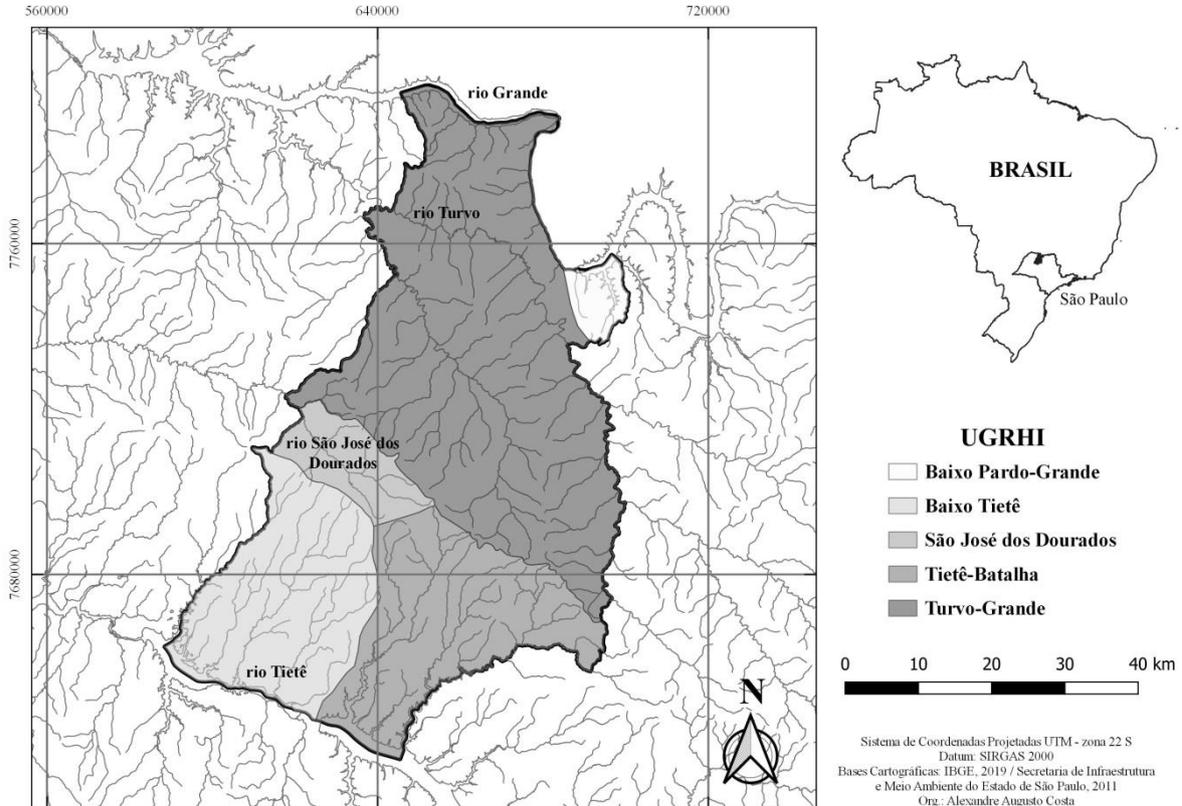


A região apresenta, portanto, clima tropical de savana com chuvas de verão (Aw), de acordo com a classificação proposta por Köppen-Geiger (1936).

A hidrografia da área de estudo está inserida no sistema do Alto rio Paraná componente da Bacia Platina (Bonetto, 1986), sendo delimitada, ao norte, pelo rio Grande, e, ao sudoeste, pelo rio Tietê. Além disso, apresenta-se intensamente irrigada pelos rios Turvo, São José dos Dourados e seus respectivos

tributários, atingindo as unidades de gerenciamento dos recursos hídricos (UGRHI) Tietê-Batalha, Baixo Tietê, Turvo-Grande, Baixo Pardo-Grande e São José dos Dourados, de acordo com a classificação do Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos proposto pelos arts. 4º a 8º da Lei Estadual Paulista 16.337/2016 (Fig. 2). Tais unidades apresentam os menores índices de vegetação natural remanescente do Estado de São Paulo (Instituto Florestal, 2005).

**Figura 2** – Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) e bacias hidrográficas dos rios Grande, Turvo, São José dos Dourados e Tietê delimitadas pela área de estudo compreendida pelos municípios da região de governo na área administrativa de São José do Rio Preto, noroeste do estado de São Paulo, Brasil.



No presente trabalho, procedeu-se ao levantamento casuístico retrospectivo a partir dos autos de infração ambiental lavrados pela Polícia Militar Ambiental do Estado de São Paulo entre os anos de 2003 e 2009. Os dados foram obtidos em pesquisa do Sistema de Administração Ambiental realizada na sede do 4º Batalhão de Polícia Militar Ambiental do Estado de São Paulo.

Foram selecionados os autos de infração relacionados com pesca ilegal e, em cada documento, coletadas informações sobre a data, local, quantidade, biomassa, bem como os petrechos utilizados na captura dos peixes. Tendo em vista o treinamento dos policiais autuantes em relação à identificação da ictiofauna comumente encontrada nas atividades de fiscalização ambiental, bem como a padronização dos nomes comuns com a finalidade de evitar divergências regionais, foi possível obter, nos registros dos

referidos autos, a espécie dos exemplares apreendidos. Restringiu-se a consulta às ocorrências nas quais havia registro de captura de pescado.

Nas apreensões em que os petrechos eram redes ou tarrafas, foram anotados os tamanhos das malhas. A determinação do tamanho das malhas constitui providência rotineira no policiamento ambiental das atividades de pesca e é obtida pela medição da distância entre os nós opostos da malha esticada, conforme artigo 6º da Instrução Normativa 26/2009 do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.

Com base em Langeani et al. (2007), distinguiu-se as espécies segundo a procedência em autóctones, alóctones e exóticas em relação à região hidrográfica do Alto Paraná. Foram consideradas espécies autóctones aquelas de ocorrência originária na referida região hidrográfica, espécies alóctones as provenientes de outras bacias hidrográficas do mesmo continente e exóticas aquelas provenientes de outro continente ou de outra região biogeográfica (Smith, Espíndola & Rocha, 2005).

A partir dos dados coletados, determinou-se a abundância relativa (AR) pela porcentagem de indivíduos de uma espécie em relação ao total dos indivíduos, e o índice de constância (IC), obtido pela razão percentual entre o número de apreensões em que a espécie foi encontrada e o total de apreensões (Dajoz, 1983). Com base nos maiores índices de constância observados, as espécies foram classificadas em comuns ( $30\% \leq IC < 20\%$ ), relativamente comuns ( $20\% \leq IC < 10\%$ ) e esporádicas ( $0 < IC < 15\%$ ), adotando-se a nomenclatura proposta por Serafim et al. (2008).

Os cálculos de abundância relativa e de valor de constância foram realizados tanto para a área de estudo como um todo quanto para as UGRHI individualmente. As similaridades ictiofaunísticas entre as UGRHI foram comparadas pela construção de dendrograma representativo da distância euclidiana obtida a partir da análise de agrupamento (Hammer, Harper & Ryan, 2001).

Por fim, foram comparadas as diferenças de abundância relativa em relação aos hábitos alimentares e ao comportamento migratório das espécies autóctones e não-autóctones. Os hábitos alimentares foram separados entre as categorias de herbívoros, carnívoros, piscívoros, onívoros e detritívoros. Quanto ao comportamento migratório, distinguiu-se entre espécies de longa distância, de curta distância e sedentárias.

A identificação dos hábitos alimentares e do comportamento migratório das espécies baseou-se em Almeida (1984), Garavelo & Britski (1988), Braga (1989), Companhia Energética de Minas Gerais & Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (2000), Britto (2003) e Shibatta & Dias (2006).

### 3. Resultados e Discussão

#### 3.1 Diversidade ictiológica afetada pela pesca ilegal

No período estudado, houve 696 apreensões relacionadas com pesca ilegal, sendo que tais apreensões atingiram um total de 18.641 espécimes, dos quais 13.695 (73,47%) autóctones, 4.112 (22,06%) alóctones e 834 (4,47%) exóticos, perfazendo biomassa total aproximada de 6,37 toneladas.

Na pesca ilegal praticada na região de São José do Rio Preto entre os anos de 2003 e 2009 foram capturadas 34 espécies, distribuídas em 27 gêneros, 12 famílias e quatro ordens. As famílias mais representativas foram Anostomidae com nove espécies (26,47%) e Characidae com oito espécies (23,53%). Entre as ordens, houve predomínio de Characiformes representada por 20 espécies (58,82%).

Do total de espécies capturadas, 24 (70,59%) eram autóctones, oito (23,53%) alóctones e duas (5,88%) exóticas (Tab. 1). Entre os autóctones, foram capturadas dez espécies (4.580 exemplares) migradoras de longa distância, sete espécies (4.287 exemplares) migradoras de curta distância e sete espécies (4.828 exemplares) sedentárias.

Em relação às três espécies mais abundantes na área de estudo, destacou-se a alóctone corvina (*Plagioscion squamosissimus*), seguida das autóctones: piau (*Leporinus friderici*) e corimba (*Prochilodus lineatus*). Apesar de representar a espécie com a segunda maior abundância, *L. friderici* apresentou o maior índice de constância entre as capturas ocorridas na área de estudo.

**Tabela 1** – Espécies capturadas na pesca ilegal praticada na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, entre os anos de 2003 e 2009. Em relação aos hábitos migratórios (M), as espécies estão classificadas em longa distância (L), curta distância (C) e sedentárias (S). Quanto aos hábitos alimentares (A), distinguem-se entre herbívoros (H), carnívoros (C), piscívoros (P) e onívoros (O). AR = abundância relativa (%) e IC = índice de constância (%).

ESPÉCIE	NOME COMUM	ORIGEM	M	A	AR	IC
<b>CHARACIFORMES</b>						
<b>Anostomidae</b>						
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	piau	autóctone	C	O	12,13	25,29
<i>Leporinus macrocephalus</i> Garavello & Britski, 1988	piauçu	alóctone	L	O	0,13	0,86
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836)	piapara	autóctone	L	O	5,17	19,25
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner, 1915	ferreirinha	autóctone	C	O	0,06	0,14
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)	dourado	autóctone	L	P	0,35	3,59
<i>Salminus hilari</i> Valenciennes, 1850	tabarana	autóctone	L	P	0,31	2,44
<i>Schizodon altoparanae</i> (Garavello & Britski, 1990)	campineiro	autóctone	C	H	0,04	0,43
<i>Schizodon borellii</i> (Boulenger, 1900)	piava	autóctone	C	H	0,13	0,29
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	taguara	autóctone	C	H	2,01	6,75
<b>Characidae</b>						
<i>Astyanax</i> spp	lambari	autóctone	C	O	7,23	5,17
<i>Brycon hilari</i> (Valenciennes, 1903)	piraputanga	alóctone	L	O	0,02	≈0
<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1879)	cachorra	autóctone	S	P	0,27	1,15
<i>Myleus tiete</i> (Eigenmann & Norris, 1900)	pacu prata	autóctone	L	H	2,01	3,59
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983	peixe-cachorro	autóctone	S	P	0,25	1,58
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)	pacu	autóctone	L	H	0,39	4,60
<i>Serrasalmus</i> spp	piranha	autóctone	S	C	7,66	15,23
<i>Triporthus nematurus</i> (Kner, 1858)	sardinhão	alóctone	S	O	1,40	0,72
<b>Erythrinidae</b>						
<i>Hoplias</i> spp	traíra	autóctone	S	P	1,47	4,31
<b>Parodontidae</b>						
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	durinho	autóctone	C	D	1,50	0,72
<b>Prochilodontidae</b>						

<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	corimba	autóctone	L	D	10,45	24,86
--------------------------------------------------	---------	-----------	---	---	-------	-------

(cont.)

**Tabela 1** – Continuação

ESPÉCIE	NOME COMUM	ORIGEM	M	A	AR	IC
<b>GYMNOTIFORMES</b>						
Gymnotidae						
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	tuvira	autóctone	S	C	5,50	2,16
<b>PERCIFORMES</b>						
Cichlidae						
<i>Astronotus crassipinis</i> Heckel, 1840	apaiari	alóctone	S	O	0,04	0,43
<i>Cichla</i> spp	tucunaré	alóctone	S	P	0,83	5,03
<i>Geophagus proximus</i> (Castelnau, 1855)	porquinho	alóctone	S	O	4,02	2,73
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	acará/zoiudo	alóctone	S	O	1,78	3,45
<i>Oreochromis</i> spp ou <i>Tilapia</i> spp	tilápia	exótica	S	O	2,70	5,32
Sciaenidae						
<i>Plagioscion squamosissimus</i> Heckel, 1840	corvina	alóctone	S	P	12,89	12,64
<b>SILURIFORMES</b>						
Callichthyidae						
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	caborja	autóctone	S	C	0,12	0,57
Claridae						
<i>Clarias gariépinus</i> (Burchell, 1822)	bagre africano	exótica	C	P	1,80	4,74
Loricariidae						
<i>Hypostomus</i> spp	casculo	autóctone	S	D	8,97	12,64
Pimelodidae						
<i>Pimelodus</i> spp	mandi	autóctone	L	O	5,85	15,95
<i>Pinirampus pinirampu</i> (Spix & Agassiz, 1829)	barbado	autóctone	L	P	2,08	8,19
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)	pintado	autóctone	L	P	0,38	4,17
<i>Zungaro jahu</i> (Ihering, 1898)	jau	autóctone	L	C	0,06	0,29

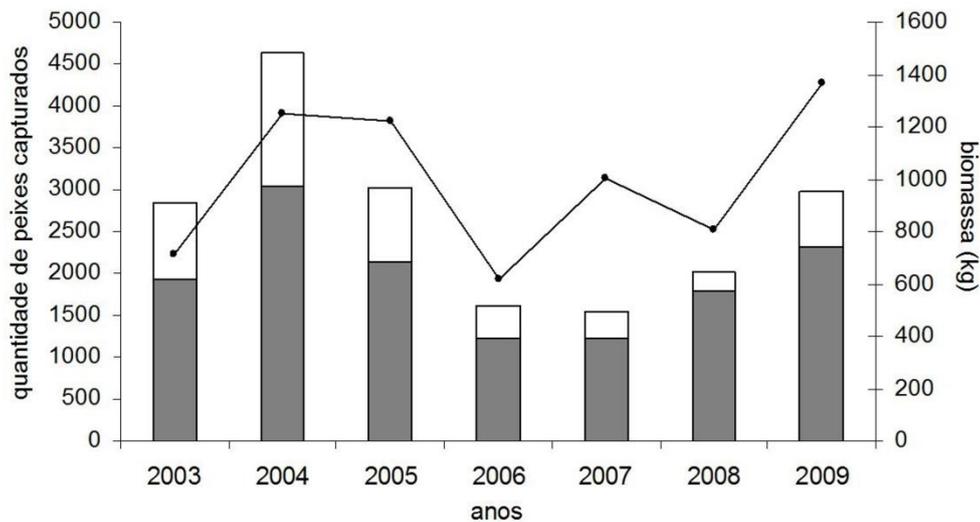
Em levantamento da pesca ilegal realizado no estado do Amapá entre os anos de 1995 a 2012, Dias et al. (2013) obtiveram 521 autos de infração ambiental lavrados pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), cujas apreensões atingiram um valor aproximado de 32 toneladas de peixes distribuídas entre 31 espécies, com prevalência de corvina (*Plagioscion squamosissimus*), curimatã (*Prochilodus* spp) e pescada (*Plagioscion* spp).

Nota-se que, embora no estado do Amapá, com 16 municípios e densidade demográfica de 4,69 hab/km<sup>2</sup>, a quantidade de apreensões tenha sido menor do que na região de São José do Rio Preto, com 31 municípios e densidade demográfica de 77,43 hab/km<sup>2</sup>, a biomassa consideravelmente maior apreendida no Amapá indica que as apreensões envolveram quantidades relativamente maiores (61,30 Kg/apreensão) do que as da região de São José do Rio Preto (9,15 Kg/apreensão). Tais diferenças podem ser justificadas no fato de que a pesca ilegal coibida pelo IBAMA no estado do Amapá tem caráter predominantemente comercial, enquanto que, na região de São José do Rio Preto, prevalece a pesca recreativa.

De acordo com Barletta et al. (2010), a atividade recreativa de pesca constitui uma das características distintivas dos rios da bacia Platina e, embora haja cerca de 30 espécies alvo, a maioria dos pescadores prefere capturar os grandes predadores de topo, tais como *Pseudoplatystoma corruscans*, *Zungaro jahu*, *Hoplias malabaricus* e *Salminus brasiliensis*, bem como as espécies onívoras-frugívoras, a exemplo de *Leporinus obtusidens* e *Piaractus mesopotamicus*.

Os valores totais de quantidade e de biomassa de peixes capturados em pesca ilegal na região de São José do Rio Preto apresentaram distribuição anual heterogênea (Fig. 3), sendo que a quantidade de exemplares de espécies autóctones foi, em média, 3,57 vezes (SD=2,02) maior que a de não-autóctones ao longo dos anos estudados (t=10,13; df=12; p=0,01).

**Figura 3** – Distribuição anual da biomassa (linha) e da quantidade (barras) de peixes autóctones (cinza) e não-autóctones (branco) capturados em pesca ilegal na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009.



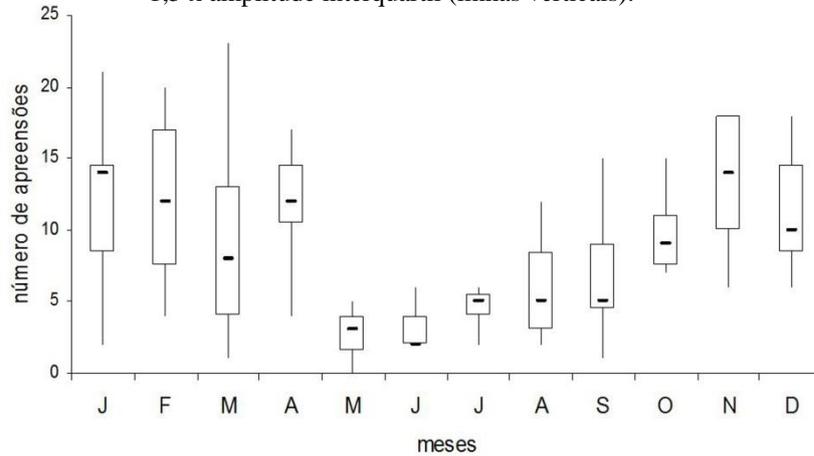
### 3.2 Variações sazonais nas atividades de pesca ilegal

As quantidades mensais de apreensões também apresentaram distribuição heterogênea, sendo que nos meses de maio e junho o número de apreensões foi significativamente menor (One-way ANOVA F=4,649; p<0,05, seguido por comparação múltipla de Tukey) quando comparado aos demais meses (Fig. 4).

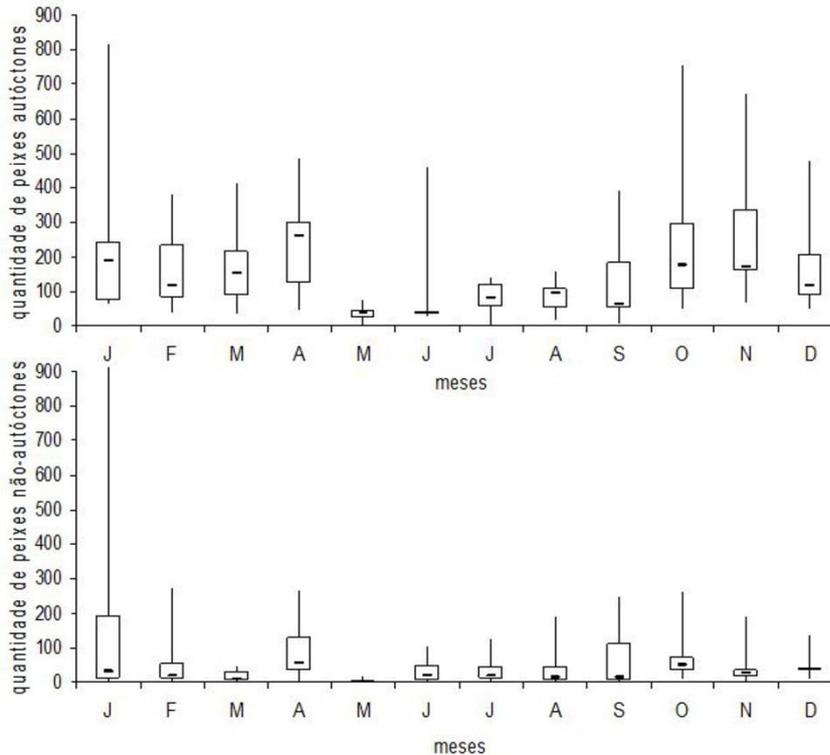
As menores quantidades mensais capturadas de espécime autóctones ocorreram nos meses de maio e junho (teste Kruskal-Wallis; H=28,54; p<0,05). Já os exemplares não-autóctones foram capturados em

menores quantidades (teste de Kruskal-Wallis;  $H=17,40$ ;  $p<0,05$ ) apenas no mês de maio (Fig. 5). Comparando-se os dois grupos, verificou-se que a quantidade de exemplares autóctones capturados na pesca ilegal foi significativamente superior à quantidade de espécies não-autóctones nos meses de fevereiro, março, maio, outubro, novembro e dezembro (teste de Kruskal-Wallis;  $H=75,96$ ;  $p<0,05$ ).

**Figura 4** – Comparação entre os diagramas de caixa construídos a partir dos valores mensais de apreensões relacionadas com pesca ilegal na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009. Mediana (linha dentro da caixa), quartis superior e inferior (respectivamente bordos superior e inferior da caixa) e 1,5 x amplitude interquartil (linhas verticais).



**Figura 5** – Comparação entre os diagramas de caixa construídos a partir dos valores de quantidades de peixes de espécies autóctones (superior) e não-autóctones (inferior) capturados em pesca ilegal na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009. Mediana (linha dentro da caixa), quartis superior e inferior (respectivamente bordos superior e inferior da caixa) e 1,5 x amplitude interquartil (linhas verticais).



Entre os valores mensais obtidos com parâmetros abióticos, a maior correlação positiva foi observada entre a média do número de apreensões realizadas e a temperatura média do ar. Elevado índice de correlação também foi encontrado entre o número de apreensões e a quantidade de exemplares de espécies autóctones capturados (Tab. 2).

**Tabela 2** – Índice de correlação de Pearson entre os valores mensais de precipitação pluviométrica média, temperatura média, biomassa, número de apreensões e quantidades de peixes autóctones e não-autóctones capturados por pesca ilegal na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009.

PARÂMETROS	APREENSÕES	AUTÓCTONES	NÃO AUTÓCTONES	BIOMASSA	TEMPERATURA
precipitação pluviométrica	0,60	0,49	0,73	0,18	0,57
temperatura	0,92	0,82	0,40	0,69	
biomassa	0,79	0,79	0,24		
não-autóctones	0,49	0,57			
autóctones	0,89				

No exercício do poder de polícia repressivo estatal voltado ao controle das atividades de pesca predatória, consubstancia-se em normas jurídicas administrativas a imposição de restrições às atividades que possam comprometer a sobrevivência das populações de organismos aquáticos.

De acordo com os arts. 70 a 76 da Lei 9.605/1998 coube aos órgãos de fiscalização ambiental a adoção das medidas necessárias à verificação da responsabilidade administrativa, bem como a imposição de penalidades disciplinares ou compensatórias ao não cumprimento de tais medidas necessárias à preservação ou correção da degradação ambiental, instrumento da Política Nacional do Meio Ambiente (artigo 9º, IX, da Lei 6.938/1981).

Conforme disciplina o artigo 6º, V e VI, da Lei 6.938/1981, a fiscalização de atividades capazes de provocar a degradação ambiental é atribuição dos órgãos seccionais e órgãos locais do Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA), nas suas respectivas jurisdições. Segundo determina o artigo 70, §1º, da Lei 9.605/1998, são autoridades competentes para lavrar auto de infração ambiental e instaurar processo administrativo os funcionários de órgãos ambientais integrantes do SISNAMA, designados para as atividades de fiscalização, bem como os agentes das Capitânicas dos Portos, do Ministério da Marinha.

Ocorre que, à semelhança de outras unidades da Federação, no estado de São Paulo, por força do disposto no artigo 195, parágrafo único, da Constituição Estadual Paulista, e no artigo 144, *caput*, do Decreto Estadual Paulista 54.653/2009, atribui-se principalmente às unidades de policiamento ambiental, da Polícia Militar do Estado de São Paulo, a repressão das infrações administrativas cometidas contra o meio ambiente.

A legislação ambiental brasileira de proteção dos recursos pesqueiros está fundada em duas formas de restrições: (1) as restrições genéricas que são aplicáveis indistintamente a quaisquer espécies e (2) as restrições específicas que variam em conformidade com a espécie que se pretende proteger.

As restrições genéricas podem ser (a) temporais, quando estabelecem períodos proibidos, (b) espaciais, quando referentes a lugares interditados ou (c) de meios e modos, quando relacionadas a aparelhos, petrechos, técnicas e métodos não permitidos.

Já as restrições específicas aplicam-se às limitações de espécies, tamanhos ou quantidades de organismos aquáticos. Tais restrições, sobretudo as de meios e modos, podem ser aplicadas de modo diferenciado em se tratando de pescadores amadores ou profissionais, os quais são identificados com base na finalidade econômica da pesca.

Entre as diferentes modalidades de restrição à pesca, ressalta-se o defeso da piracema. A piracema, termo de origem tupi que significa “subida do peixe”, refere-se ao período do movimento migratório dos peixes neotropicais em direção às cabeceiras dos rios com a finalidade de reprodução. O fenômeno apresenta periodicidade anual e coincide com o período de chuvas de verão, entre os meses de novembro e fevereiro, época em que a temperatura é mais alta, as cheias provocam alterações nos parâmetros físico-químicos da água e os dias são mais longos (Petreire, 1985).

O defeso da piracema interrompe as atividades de pesca como forma de proteção à reprodução natural dos peixes, tendo em vista que, nesta época, os peixes tornam-se mais vulneráveis à captura devido ao fato de se agruparem em grandes cardumes e realizarem intenso esforço físico durante o processo migratório. As elevadas quantidades de apreensões observadas na área de estudo entre os meses de novembro a fevereiro resultam do aumento na fiscalização durante o período de defeso de piracema no sistema do Alto Rio Paraná, no qual a região de São José do Rio Preto está inserida.

Com o término do período de defeso da piracema, acentuam-se as atividades pesqueiras nos meses de março e abril tanto como forma de compensação ao período de restrição quanto para suprir a demanda das comemorações da Semana Santa, tradição religiosa cristã marcada pelo consumo de peixes em substituição às carnes bovina e suína como forma simbólica de abstinência e jejum. A tendência de aumento de esforço de pesca como mecanismo de compensação a momentos de escassez é uma estratégia também observada em rios da bacia amazônica em resposta à sazonalidade do ciclo hidrológico que afeta a captura de pescado (Cardoso & Freitas, 2007).

A partir do mês de agosto inicia-se o período pré-piracema com aumentos gradativos na quantidade de apreensões até atingir o pico no mês de outubro como resultado de intensa atividade de pesca com o objetivo de garantir estoques de pescado antes do início da vigência do próximo defeso da piracema. Entretanto, o considerável aumento da pesca no período pós-piracema ocorre em prejuízo de outras formas de restrição, extrapolando-se, principalmente, os limites de quantidades e tamanhos impostos pela legislação ambiental.

Entre os meses de maio a julho, o declínio no número de apreensões pode ser explicado por alterações climáticas que provocam diminuição nas temperaturas médias com consequente redução das atividades fisiológicas dos peixes, dificultando a captura e, conseqüentemente, as atividades pesqueiras, conforme sugere o elevado coeficiente de correlação obtido entre as médias mensais do número de apreensões e da temperatura ambiental.

### *3.3 A pesca ilegal na perspectiva das unidades hidrográficas*

Comparando-se a pesca ilegal em relação às unidades hidrográficas representadas na região de São José do Rio Preto, houve prevalência no número de ocorrências e na quantidade de exemplares de espécies

autóctones capturados na unidade de Turvo-Grande (Tab. 3), sendo que as espécies apresentaram diferenças nas abundâncias relativas, bem como nos índices de constância (Tab. 4).

**Tabela 3** – Parâmetros da pesca ilegal entre os anos de 2003 e 2009 nas áreas das Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) localizadas na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil. TB = Tietê-Batalha; BT = Baixo Tietê; TG = Turvo-Grande; BPG = Baixo Pardo-Grande; SJD = São José dos Dourados.

Parâmetros	UGRHI				
	TB	BT	TG	BPG	SJD
Área da UGRHI inserida na região de estudo (%)	15,13	12,09	30,86	2,62	10,24
Área da região de estudo ocupada pela UGRHI (%)	20,53	19,48	50,85	1,96	7,17
Número de apreensões	102	52	347	192	3
Quantidade capturada de espécies autóctones	1740	1479	7652	2511	313
Quantidade capturada de espécies não-autóctones	1053	1265	1087	1541	0
Biomassa (Kg)	636,6	461	3772,7	1491	5,6
Riqueza de espécies	32	25	33	26	3
Equitabilidade (J)	0,77	0,65	0,74	0,71	0,18
Índice de diversidade de Shannon (H')	2,66	2,11	2,59	2,32	0,92

**Tabela 4** – Abundâncias relativas (AR) e índices de constância (IC) entre as espécies capturadas na pesca ilegal praticada entre os anos de 2003 e 2009 nas áreas das Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) localizadas na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil. TB = Tietê-Batalha; BT = Baixo Tietê; TG = Turvo-Grande; BPG = Baixo Pardo-Grande.

ESPÉCIE	TB		BT		TG		BPG	
	AR	IC	AR	IC	AR	IC	AR	IC
<i>Apareiodon affinis</i>	0,39	0,98	-	-	1,69	0,57	2,97	1,04
<i>Astronotus crassipinis</i>	0,04	0,98	0,07	1,96	0,06	0,57	-	-
<i>Astyanax</i> spp	21,20	12,75	2,82	11,76	7,29	6,32	0,99	0,52
<i>Brycon hilari</i>	-	-	0,11	1,96	-	-	-	-
<i>Cichla</i> spp	0,47	3,92	0,11	5,88	0,84	4,89	1,61	7,29
<i>Clarias gariepinus</i>	-	-	-	-	3,83	9,48	-	-
<i>Galeocharax knerii</i>	-	-	0,30	3,92	0,25	0,86	0,52	2,60
<i>Geophagus brasiliensis</i>	3,26	9,80	1,22	15,69	0,88	2,30	3,19	3,13
<i>Geophagus proximus</i>	10,20	11,76	15,17	35,29	0,45	1,15	0,30	1,56

<i>Gymnotus carapo</i>	0,79	2,94	13,95	5,88	3,02	2,59	1,36	1,56
<i>Hoplias spp</i>	2,43	12,75	2,30	11,76	1,57	4,60	0,12	0,52

(cont.)

**Tabela 4** – Continuação

ESPÉCIE	TB		BT		TG		BPG	
	AR	IC	AR	IC	AR	IC	AR	IC
<i>Hoplosternum littorale</i>	0,32	2,94	0,22	1,96	0,08	0,29	-	-
<i>Hypostomus spp</i>	1,54	3,92	-	-	16,12	20,11	5,39	7,29
<i>Leporinus friderici</i>	7,30	13,73	2,71	17,65	16,10	29,31	14,15	31,25
<i>Leporinus macrocephalus</i>	0,61	2,94	-	-	0,09	0,86	-	-
<i>Leporinus obtusidens</i>	0,93	7,84	0,04	1,96	8,84	25,57	4,06	19,27
<i>Leporinus octofasciatus</i>	0,43	0,98	-	-	-	-	-	-
<i>Myleus tiete</i>	5,80	12,75	3,49	19,61	0,85	2,01	1,04	2,60
<i>Oligosarcus paranensis</i>	0,54	3,92	-	-	0,37	2,01	-	-
<i>Oreochromis spp</i> ou <i>Tilapia spp</i>	1,93	4,90	1,34	9,80	4,38	7,76	0,62	2,60
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	1,93	21,57	0,22	3,92	0,07	1,15	0,15	3,13
<i>Pimelodus spp</i>	0,90	2,94	-	-	6,85	17,53	11,48	24,48
<i>Pinirampus pirinampu</i>	0,43	1,96	1,19	9,80	1,80	6,90	4,55	16,15
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	8,38	23,53	25,56	25,49	1,94	4,89	32,16	24,48
<i>Prochilodus lineatus</i>	3,29	9,80	0,11	1,96	17,51	39,37	7,69	13,54
<i>Pseudoplatistoma corruscans</i>	-	-	-	-	0,52	4,89	0,62	6,25
<i>Salminus brasiliensis</i>	0,04	0,98	0,04	1,96	0,66	6,61	0,15	0,52
<i>Salminus hilari</i>	0,14	0,98	0,07	1,96	0,56	4,02	0,05	1,04
<i>Serrasalmus spp</i>	11,89	36,27	25,07	39,22	2,18	15,23	5,52	8,33
<i>Schizodon altoparanae</i>	0,07	0,98	-	-	0,01	0,29	0,12	0,52
<i>Schizodon borelli</i>	0,32	1,96	0,59	1,96	0	0,00	-	-
<i>Schizodon nasutus</i>	5,12	21,57	3,30	17,65	1,18	4,89	0,92	4,17
<i>Triportheus nematurus</i>	9,31	4,90	-	-	-	-	-	-
<i>Zungaro jahu</i>	-	-	-	-	-	-	0,27	1,04

Em relação às duas espécies exóticas, foram registradas capturas de tilápias em todas as unidades hidrográficas inseridas na área de estudo, porém *Clarias gariepinus*, conhecido como bagre-africano, ocorreu apenas na unidade hidrográfica de Turvo-Grande.

A presença de espécies não-autóctones na região de estudo resulta do fato de que várias espécies de peixes de água doce têm sido propositada e extensivamente transferidas em todo mundo (Rodriguez, 2001,

Smith, Espíndola & Rocha, 2005; Poulin et al., 2011). Aproximadamente 90% das introduções de peixes que obtiveram êxito foram intencionais (Welcomme, 1984), motivadas por questões estéticas, recreacionais e, mais recentemente, para promover a aquicultura (Allan & Flecker, 1993).

A introdução de espécies constitui uma das causas da homogeneização biótica, ou seja, o aumento da similaridade entre diferentes biotas ao longo do tempo como resultado da reposição de espécies nativas por espécies não-nativas (Rahel, 2002). Os efeitos prejudiciais das espécies introduzidas são geralmente maiores em locais submetidos a perturbações antropogênicas (Primack & Rodrigues, 2001), como ocorre com a região de São José do Rio Preto cuja degradação de zonas ripárias tem ocasionado a diminuição das composições taxonômica e funcional de comunidades ictiofaunísticas (Casatti, Ferreira & Carvalho, 2009; Casatti et al., 2012).

No Brasil são registradas mais de 20 espécies de peixes introduzidas de outros continentes (Agostinho & Júlio-Júnior, 1996), entre as quais o bagre-africano (*Clarias gariepinus*) cujas primeiras ocorrências foram nas bacias dos rios São Francisco, Paraná e Doce (Alves, Vono & Vieira, 1999). Recentemente introduzido no Brasil de modo clandestino (Agostinho & Júlio-Júnior, 1996), o bagre-africano é considerado uma espécie invasora em todos ambientes nos quais foi artificialmente incorporado (Welcomme, 1984).

A transferência de peixes exóticos é um processo contínuo e muito ativo na medida em que a aquicultura extensiva e a pesca baseadas em espécies não-nativas vem sendo promovidas em diferentes países como instrumentos de desenvolvimento econômico (Pascual et al., 2002; Hilborn et al., 2003). Cerca de 96,2% dos peixes produzidos pela aquicultura na América do Sul são espécies exóticas, muitas das quais espécies rústicas que apresentam resistência a condições ambientais adversas e baixo grau de especialização, principalmente no que se refere à alimentação e à reprodução (Smith, Espíndola & Rocha, 2005).

Ocorre que o grau de impacto de uma espécie introduzida sobre a biota local está intimamente relacionado a aspectos de sua demografia (Agostinho, Pelicice & Júlio-Júnior, 2005). Embora na região de São José do Rio Preto entre os anos de 2003 e 2009 tenham sido capturados apenas 324 exemplares de *C. gariepinus* na unidade hidrográfica do Turvo-Grande, atingindo abundância relativa de apenas 1,74% na área de estudo, é uma espécie cuja distribuição geográfica encontra-se em ampla expansão (Stauffer, 1984), com aumentos nas quantidades e tamanhos nas águas continentais brasileiras (Oliveira, Minte-Vera & Goulart, 2005; Mili & Teixeira, 2006, Vitule, Umbria & Aranha, 2006).

Como as comunidades que recebem espécies exóticas podem ser diretamente alteradas pela competição e pela predação exercidas sobre as espécies nativas (Welcomme, 1988), os riscos oferecidos à ictiofauna autóctone da unidade hidrográfica do Turvo-Grande decorrem principalmente do fato de que o bagre-africano é uma espécie onívora com hábitos alimentares vorazes e que tem sido encontrada com frequência em lagoas marginais (Ferri, 2004).

A abundância variável nas capturas de *C. gariepinus* ao longo dos anos estudados sugere que esta espécie exótica possa estar em processo de estabelecimento na região. Todavia, como a detecção de uma espécie num corpo d'água não é informativa (Agostinho, Pelicice & Júlio-Júnior, 2005), para que uma espécie introduzida seja considerada estabelecida deve apresentar uma ou mais populações auto-sustentáveis, aptas a completar o ciclo de vida no novo ambiente (Williamson & Fitter, 1996).

Diferentemente, as tilápias (*Oreochromis* spp e *Tilapia* spp) são espécies exóticas reconhecidamente estabelecidas no Brasil, haja vista seu elevado grau de dispersão e de sucesso na ocupação de ambientes naturais (Smith, Espíndola & Rocha, 2005). Na região de São José do Rio Preto, as tilápias ocorreram em todas as unidades hidrográficas, sendo que a pesca ilegal capturou 501 exemplares ao longo dos anos estudados, o que corresponde a 2,69% da quantidade total de peixes apreendidos.

No entanto, como a capacidade de impacto ambiental depende mais das características da espécie do que propriamente de sua origem (Agostinho, Pelicice & Júlio-Júnior, 2005), as espécies alóctones podem ser

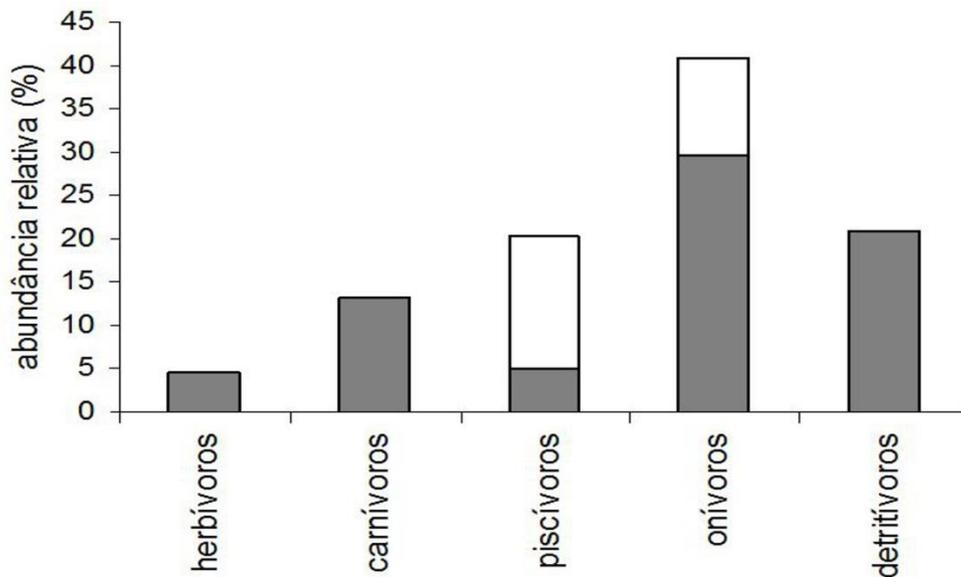
tão ou mais agressivas à integridade ecológica de sistemas aquáticos do que as espécies exóticas (Latini & Petrere-Júnior, 2004). A bacia do Alto Rio Paraná foi a maior receptora de espécies alóctones no Brasil, com aproximadamente 20 espécies (Agostinho, Vazzoler & Thomaz, 1995). Na região de estudo, apenas sete (35%) destas espécies alóctones foram capturadas em atividades de pesca ilegal.

A partir de 1960, a introdução de espécies alóctones foi impulsionada pelas empresas do setor elétrico em reservatórios com o objetivo de incrementar a pesca, uma vez que espécies autóctones, tais como o dourado (*Salminus brasiliensis*), o pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*), o jaú (*Zungaro jahu*) e a piracanjuba (*Brycon orbignyanus*) tiveram seus estoques reduzidos (Smith et al. 2002).

A título de exemplo, no ano de 1966, a Companhia Energética do Estado de São Paulo (CESP) introduziu a corvina (*Plagioscion squamosissimus*) no estado de São Paulo. A espécie foi inserida em dois locais: no rio Pardo, de onde atingiu o rio Grande e o rio Paraná, e nos reservatórios de Ilha Solteira e Jupia, a partir dos quais ocupou o rio Tietê (Braga, 1998).

As consequências de introduções realizadas sob pressão de interesses da pesca esportiva são, com frequência, danosas, visto que as espécies utilizadas são geralmente piscívoras e de maior porte (Lowe-McCornell, 1987). É o que ocorre na área de estudo (Fig. 6) em que os exemplares de espécies não-autóctones capturados são de hábito piscívoro (58,21%) ou onívoro (41,79%).

**Figura 6** – Distribuição das abundâncias relativas das espécies autóctones (cinza) e não-autóctones (branco) em relação aos hábitos alimentares de peixes capturados em pesca ilegal na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009.



A satisfação das demandas sociais e econômicas da atividade pesqueira dissociada de suas repercussões ambientais propiciou que a competição e a predação exercidas pelas espécies alóctones introduzidas colaborassem com a diminuição das populações de peixes locais.

A crescente preocupação com a conservação dos recursos naturais que notadamente se firmou no Brasil a partir nos anos 80 (Drummond & Barros-Platiau, 2006), influenciou programas de repovoamento de

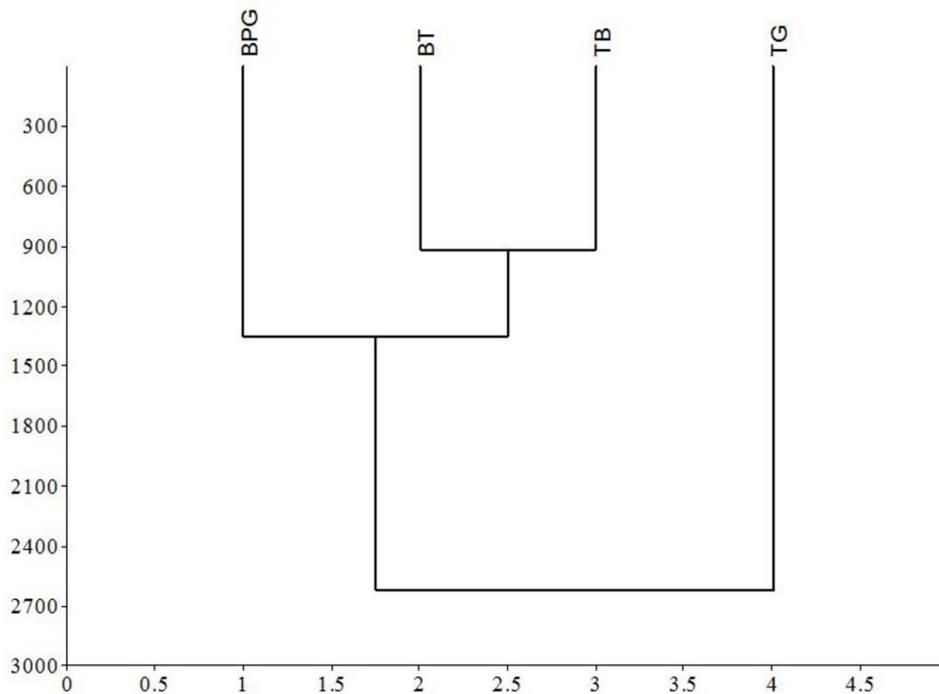
espécies autóctones como tentativa de recomposição de populações cada vez mais raras de peixes. Contudo, os estoques destas espécies autóctones permanecem críticos, já que não houve registro de piracanjuba e as abundâncias relativas das espécies de dourado (0,35%), pintado (0,38%) e jaú (0,06%) foram baixas na região de São José do Rio Preto durante o período estudado.

Em contrapartida, a corvina (*Plagioscion squamosissimus*), oriunda da bacia Amazônica e considerada uma das espécies estabelecidas mais abundantes na bacia do rio Paraná (Agostinho, Pelicice & Júlio-Júnior, 2005), foi a primeira espécie em quantidade de exemplares capturados pela pesca ilegal na região de estudo entre os anos de 2003 e 2009. Interessante notar, porém, que há diferenças na captura desta espécie entre as unidades hidrográficas, sendo de constância comum na unidade do Baixo Tietê (25,49%) e esporádica (4,89%) na unidade do Turvo-Grande.

Apesar das ameaças decorrentes da presença de espécies alóctones e dos riscos de homogeneização biótica, os índices de similaridade ictiofaunísticas observados sugerem que, na região estudada, as unidades hidrográficas ainda apresentam diferenças na composição ictiofaunística, com maior similaridade entre Tietê-Batalha (TB) e Baixo-Tietê (BT) em função de constituírem unidades contíguas (Fig. 7).

As maiores quantidades de espécimes apreendidos na unidade hidrográfica de Turvo-Grande podem resultar da alta representatividade desta unidade hidrográfica dentro da área de estudo. Por outro lado, os valores de abundância de espécies autóctones capturados na unidade hidrográfica de Baixo Pardo-Grande foram relativamente altos quando comparados à reduzida representatividade da unidade na área de estudo. Tais resultados justificam-se pelo fato de que a área da unidade hidrográfica de Baixo Pardo-Grande inserida na região de estudo abrange a represa formada pela barragem da Usina Hidrelétrica de Marimbondo, ponto crítico da fiscalização ambiental já que marcadamente responsável por elevada incidência de pesca.

**Figura 7** – Dendrograma de similaridade (Bray-Curtis) entre a ictiofauna capturada na pesca ilegal em unidades hidrográficas da região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009. As unidades são TB = Tietê-Batalha; BT = Baixo Tietê; TG = Turvo-Grande; BPG = Baixo Pardo-Grande.



O represamento resultante da implantação das barragens de usinas hidrelétricas afeta o regime hidrológico dos rios, alterando diversos componentes bióticos e abióticos dos sistemas fluviais (Agostinho *et al.*, 1999).

Em razão disso, a construção de reservatórios constitui uma ameaça à diversidade biológica pela perda e degradação de habitats (Agostinho, Thomaz & Gomes, 2004; Barletta *et al.*, 2010). A fragmentação e a modificação no fluxo de águas correntes tem sido comuns em vários sistemas fluviais do mundo (Nilsson *et al.*, 2005), embora sejam mais agressivas em regiões com regimes hidrológicos altamente variáveis (Dudgeon *et al.*, 2006).

Nas bacias hidrográficas neotropicais, os pulsos de inundação são componentes críticos de integridade dos rios de várzea, definindo um conjunto de processos ecológicos relacionados aos nutrientes, à biota e às condições hidrológicas que relacionam os ambientes terrestre e fluvial (Junk & Wantzen, 2004). Os impactos decorrentes destas alterações de fluxos acentuam-se pelo fato de que os rios da bacia Platina suportam grandes espécies de peixes migradores com estratégias reprodutivas dominantes baseadas em movimentações entre sistemas de água doce e com vários períodos reprodutivos ao longo da vida (Barletta *et al.*, 2010).

O sucesso reprodutivo das espécies que realizam migrações reprodutivas, conhecidas como “espécies de piracema”, está relacionado com a amplitude e duração das cheias, a presença de sítios de desova e a conectividade entre os sítios de desova e de desenvolvimento (Rodrigues, 2009).

Os peixes migradores representam 21% da abundância de peixes em rios neotropicais que têm várzeas (Agostinho *et al.*, 2003). Na pesca ilegal da região de São José do Rio Preto, atingiram abundância de 24,57%, considerando-se apenas as dez espécies de comportamento migratório de longa distância. Em função de apresentarem maiores tamanhos e importância econômica (Carolsfeld *et al.*, 2003), as espécies de comportamento migratório são mais visadas, tanto na pesca profissional quanto na amadora (Rodrigues, 2009).

A fragmentação dos ecossistemas lóticos promovida pelas barragens altera os padrões de migração entre as populações de peixes e converte o curso livre dos rios em habitats de reservatório (Jager *et al.*, 2001). Em tais condições, a construção de reservatórios contribui com a homogeneização biótica na medida em que faunas locais reofílicas tendem a ser substituídas por espécies cosmopolitas típicas de ambientes lênticos (Rahel, 2002), assim como espécies isoladas geograficamente passam a ocupar áreas nas quais não ocorriam anteriormente (Smith, Espíndola & Rocha, 2005).

Ao dificultar o deslocamento para as áreas de reprodução, as barragens favorecem o aumento das taxas de endocruzamento e, conseqüentemente, contribuem com a perda da diversidade genética nas populações de peixes migradores (Ramos *et al.*, 2012). Além dos prejuízos às espécies nativas de peixes decorrentes da imposição de barreiras físicas ao fluxo migratório anual, os resultados sugerem que a implantação de barragens de usinas hidrelétricas provoca também o aumento das atividades pesqueiras nas suas áreas de entorno.

Em consonância com o artigo 36 da Lei 9.605/1998, o artigo 42 do Decreto Federal 6.514/2008 define pesca como todo ato tendente a extrair, retirar, coletar, apanhar, apreender ou capturar espécimes dos grupos dos peixes, crustáceos, moluscos aquáticos e vegetais hidróbios suscetíveis ou não de aproveitamento econômico.

Um aspecto relevante é que a definição legal do ato de pesca não faz distinção entre as espécies autóctones, alóctones e exóticas. Em princípio, pode parecer um equívoco estender a proteção legal às

espécies não-autóctones, sobretudo em função de que a captura de exemplares de espécies não-autóctones pode contribuir com o controle de suas populações e, portanto, favorecer as espécies autóctones.

Como, por força do artigo 225, caput, da Constituição Federal, o meio ambiente ecologicamente equilibrado constitui o bem jurídico a ser tutelado, a eficácia da legislação ambiental depende da sua capacidade em atuar como ferramenta de conservação dos recursos naturais, de tal modo que os instrumentos jurídicos contra a pesca predatória devem garantir e promover a manutenção da biodiversidade de espécies autóctones dos ecossistemas aquáticos.

A aparente contradição da definição legal de pesca em não distinguir entre as espécies autóctones e não-autóctones desaparece frente à prevalência significativa de exemplares de espécies autóctones ao longo dos anos estudados, mesmo consideradas as unidades hidrográficas separadamente.

É certo que o argumento pode parecer falho quando se observa que *Plagioscion squamosissimus*, espécie alóctone oriunda da bacia Amazônica, apresentou elevados índice de constância (2,64%) e abundância relativa (12,89%) na pesca ilegal da região de São José do Rio Preto durante o período de estudo. No entanto, há outro aspecto que precisa ser considerado: os meios de captura.

### 3.4 Os meios de captura empregados na pesca ilegal

O artigo 42, parágrafo único, do Decreto Federal 6.514/2008 esclarece que o ato tendente à pesca se configura quando o infrator se encontra munido, equipado ou armado com petrechos de pesca, na área de pesca ou dirigindo-se a ela. Portanto, o ato de pesca sujeito à apuração da responsabilidade administrativa ambiental já se materializa na comprovada tendência a retirar, extrair, coletar, apanhar ou capturar os espécimes aquáticos. Desse modo, mesmo que a ação tendente do pescador não resulte na efetiva captura de espécimes dos grupos dos peixes, crustáceos, moluscos aquáticos ou vegetais hidróbios, o ato de pesca restará consumado para efeitos legais.

Conforme demonstram os resultados obtidos na região de São José do Rio Preto, os atos de pesca ilegal desenvolveram-se, na maioria dos casos, pelo emprego de redes de espera (Tab. 5), as quais, pelas características que apresentam e nas condições em que se encontram, são utilizadas com eficácia e de modo não-seletivo na captura de organismos aquáticos com dimensões maiores às suas respectivas malhas, sem qualquer distinção entre espécies.

**Tabela 5** – Quantidades absolutas e relativa total das modalidades de petrechos utilizados na pesca ilegal na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, entre os anos de 2003 e 2009.

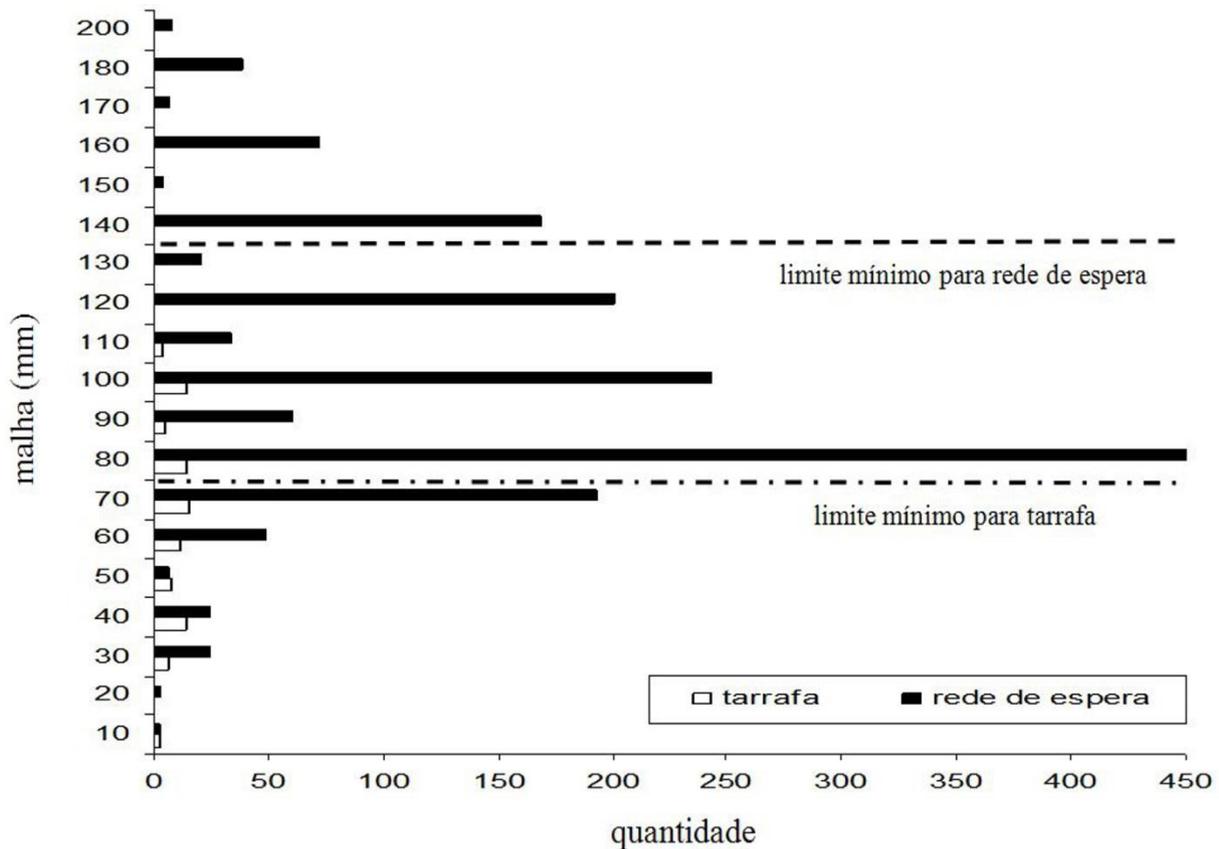
Petrecho	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	TOTAL	%
rede de espera	257	375	174	142	214	144	402	1708	64,53
caniço simples	55	66	62	57	92	98	53	483	18,25
caniço equipado	10	20	12	18	45	48	44	197	7,44
tarrafa	16	15	28	11	13	13	25	121	4,57
anzol de galho	0	0	52	0	0	0	36	88	3,32
tela de arrasto	5	1	4	0	2	3	3	18	0,68
espinhel	1	0	2	2	3	4	4	16	0,60
peneira	0	1	0	2	1	0	3	7	0,26

arbalete	0	3	0	0	1	0	1	5	0,19
tubo com linhada	0	0	0	0	4	0	0	4	0,15
TOTAIS	344	481	334	232	375	310	571	2647	100,00

Assim, como a captura não-intencional de espécies indesejadas pode ser um elemento substancial na mortalidade dos peixes (Hilborn et al., 2003), colocam em risco espécies da fauna autóctone, mesmo quando tais espécies não são as almeçadas pelo pescador (Azevedo & Costa, 2015), sobretudo quando considerada a elevada frequência de apreensões relacionadas com uso de petrechos providos de malhas com dimensões inferiores às permitidas (Fig. 8).

Ademais, a legislação ambiental não pode ser empregada com o objetivo de permitir que a pesca, tanto profissional quanto amadora, seja utilizada como instrumento de eliminação e controle de espécies não-autóctones, de modo que os instrumentos jurídicos devem ser aplicados tão somente para restringir as atividades de pesca nocivas à ictiofauna autóctone.

**Figura 8** – Quantidades de redes de espera e de tarrafas de diferentes malhas (distância em milímetros entre os nós opostos) relacionadas com pesca ilegal na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, entre os anos de 2003 e 2009. Os limites mínimos indicados referem-se à pesca comercial na bacia hidrográfica do rio Paraná de acordo com o artigo 4º, I e II, da Instrução Normativa 26/2009, do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.



#### 4. Conclusão

A análise ecológica com base na ictiofauna atingida pelas atividades de pesca ilegal indica que o modelo adotado pela legislação ambiental vigente, sobretudo no que se refere à definição de pesca, pode se constituir em ferramenta eficaz na conservação dos recursos pesqueiros, desde que as restrições genéricas e específicas impostas estejam alicerçadas em informações científicas criteriosas obtidas do monitoramento contínuo das condições bióticas e abióticas dos sistemas aquáticos.

A prevalência de meios não-seletivos de captura e a elevada incidência de espécies autóctones capturadas apontam que a prática da pesca em desacordo com a legislação ambiental vigente expõe a perigo a ictiofauna nativa, principal componente biótico dos ecossistemas aquáticos, e, portanto, compromete a manutenção do equilíbrio ecológico de tais sistemas. Nesse sentido, a indistinção protetiva entre as espécies autóctones e exóticas observada na legislação ambiental mostra-se eficaz no controle das atividades de pesca ilegal.

Ademais, além dos prejuízos às espécies nativas de peixes decorrentes da imposição de barreiras físicas ao fluxo migratório anual, os resultados sugerem que a implantação de barragens de usinas hidrelétricas provoca também o aumento das atividades pesqueiras nas suas áreas de entorno.

#### 5. Agradecimentos

Ao Comando do 4º Batalhão de Polícia Militar Ambiental do Estado de São Paulo pela disponibilidade dos dados dos autos de infração ambiental relacionados com pesca ilegal. A André Brandão do Amaral pelo auxílio na formatação das figuras. Aos revisores pelas relevantes sugestões.

#### 6. Referências

Agnew, D.J., Pearce, J., Pramod, G., Peatman, T., Watson, R., Beddington, J.R. & Pitcher, T.J. (2009). Estimating the worldwide extent of illegal fishing. **PLoS ONE**, 4(2), e4570.

Agostinho, A.A., Vazzoler, A.E.A.M., & Thomaz, S.M. (1995). The high River Paraná Basin: limnological and ichthyological aspects. In: Tundisi, J.G., Bicudo, C.E.M., & Matsumara-Tundisi, T. (Eds) **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL, p. 59-103.

Agostinho, A.A., & Júlio-Júnior, H.F. (1996). Ameaça ecológica: peixes de outras águas. **Ciência Hoje**, 21(24), 36-44.

Agostinho, A.A., Miranda, L.E., Bini, L.M., Gomes, L.C., Thomaz, S.M., & Suzuki, H.I. (1999). Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: Tundisi, J.G., & Straskaba, M. (Eds) **Theoretical reservoir ecology and its application**. Brazilian Academy of Sciences/Backhuys Publishers, p. 227-265.

Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Suzuki, H.I., & Júlio-Júnior, H.F. (2003). Migratory fishes of the Paraguay-Paraná basin, Brazil. In: Carolsfeld, J., Harvey, B., Ross, C., & Baer, A. (Eds). **Migratory Fishes of South America. Biology, Fisheries and Conservation Status**. Ottawa: World Fisheries Trust/World Bank/IDRC 2004. p. 19-99.

Agostinho, A.A., Thomaz, S.M., & Gomes, L.C. (2004). Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. **Ecohydrology & Hydrobiology**, 4(3), 255-268.

Agostinho, A.A., Pelicice, F.M., & Júlio-Júnior, H.F. (2005). Introdução de espécies de peixes em águas continentais brasileiras: uma síntese. In: Rocha, O., Espíndola, E.L.G., Fenerich-Verani, N., Verani, J.R. & Rietzler, A.C. (Eds). **Espécies invasoras em águas doces**. Editora Universidade Federal de São Carlos, p. 13-23.

Alexandrino & Paulo, V. (2016). **Direito Administrativo Descomplicado** (24ed.). São Paulo: Forense.

Allan, J.D., Abell, R., Hogan, Z., Revenga, C., Taylor, B.W., Welcomme, R.L., & Winemiller, K. (2005). Overfishing in inland waters. **BioScience**, 55(12), 1041-1051.

Allan, J.D., & Flecker, A.S. (1993). Biodiversity conservation in running waters. **BioScience**, 43, 32-43.

Almeida, R.G. (1984). Biologia alimentar de três espécies de *Triportheus* (Pisces: Characoidei, Characidae) do lago Castanho, Amazonas. **Acta Amazônica**, 4, 48-76.

Alves, C.B.M., Vono, V., & Vieira, F. (1999). Presence of the walking catfish *Clarias gariepinus* (Burchell) (Siluriformes, Clariidae) in Minas Gerais state hydrographic basins, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 16, 259-263.

Azevedo, O.A.B., & Costa, A.A. (2015). O Princípio da Lesividade como parâmetro da tipicidade material nos crimes de pesca. **Fórum de Direito Urbano e Ambiental**, 79: 9-19.

Barletta, M., Jaureguizar, A.J., Baigun, C., Fontoura, N.F., Agostinho, A.A., Almeida-Val, V.M.F., Val, A.L., Torres, R.A., Jimenes-Segura, L.F., Giarizzo, T., Fabrè, N.N., Batista, V.S., Lasso, C., Taphorn, D.C., Costa, M.F., Chaves, P.T., Vieira, J.P., & Corrêa, M.F.M. (2010). Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, 76, 2118–2176.

Bonetto, A.A. (1986). The Paraná river system. In: Davies, B.R., & Walker, K.F. (Eds). **The ecology of river systems**. Dordrecht:Dr.W.Junk Publishers, p. 541-555.

Braga, F.M.S. (1998). Alimentação de *Plagioscion squamosissimus* (Osteichthyes, Scianidae) no reservatório de Barra Bonita, Estado de São Paulo, **Iheringia**, Série Zoologia, 84, 11-19.

Braga, F.M.S. (1989). Aspectos da reprodução e alimentação de peixes comuns em um trecho do rio Tocantins entre Imperatriz e Estreito, estado do Maranhão e Tocantins, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, 50(3), 547-558.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Diário Oficial da União, 5 de out. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/constituicao/constituicao.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm)>. Acessado em dezembro/2019. 1988.

BRASIL. **Lei 6.938 de 31 de agosto de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.** Diário Oficial da União. Disponível em: < [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L6938.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6938.htm)>. Acessado em dezembro/2019. 1981.

BRASIL. **Lei 9.605 de 12 de fevereiro de 1998, que dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências.** Diário Oficial da União. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/19605.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19605.htm)>. Acessado em dezembro/2019. 1998.

BRASIL. **Decreto 6.514 de 22 de julho de 2008, que dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências.** Diário Oficial da União. Disponível em: < [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2008/Decreto/D6514.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2008/Decreto/D6514.htm)>. Acessado em dezembro/2019. 2008.

Britto, S.G.C. (2003). **Peixes do rio Paranapanema.** São Paulo: Horizonte Geográfico.

Cardoso, R.S., & Freitas, C.E.C. (2007). Desembarque e esforço de pesca da frota pesqueira comercial de Manicoré (Médio Rio Madeira), Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, 37(4), 605-612.

Carolsfeld, J.J., Harvey, J., Ross, C., & Baer, A. (2003). **Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status.** Victoria, Canada: International Development Research Centre/The World Bank.

Casatti, L., Ferreira, C.P., & Carvalho, F.R. (2009). 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., Teresa, F.B., Gonçalves-Souza, T., Bessa, E., Manzotti, A.R., Gonçalves, C.S., & Zeni, J.O. (2012). From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? **Neotropical Ichthyology**, 10, 205-214.

Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas. (2003) **Ciiagroonline.** Disponível em: <http://ciiagro.sp.gov.br/ciiagroonline/>. Acesso em: 30/04/2012.

Companhia Energética de Minas Gerais & Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais. (2000). **Guia ilustrado de peixes da bacia do rio Grande.** Belo Horizonte: CEMIG/CETEC.

Dajoz, R. (1983). **Ecologia Geral** (4ed.). Petrópolis: Vozes.

Dias, G.A.C., Barboza, R.S.L., Dias-Júnior, M.B.F., Brito, D.M.C. & Dias, T.C.A.C. (2013). Diagnóstico da pesca ilegal no Estado do Amapá, Brasil. **Planeta Amazônia: Revista Internacional de Direito Ambiental e Políticas Públicas**, 5, 43-58.

Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Levêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., & Sullivan, C.A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews**, 81, 163-182.

Drummond, J., & Barros-Platiau, A.F. (2006). Brazilian environmental laws and policies, 1934-2002: a critical review. **Law & Policy**, 28(1), 83-108.

Ferri, M. (2004). **Bagre-africano ameaça espécies nativas**. Disponível em [http://www.diarioweb.com.br/editorial/corpo\\_noticia.asp?IdCategoria=62&IdNoticia=44980](http://www.diarioweb.com.br/editorial/corpo_noticia.asp?IdCategoria=62&IdNoticia=44980). Acesso em: 15/02/2013.

Froese, R., & Pauly, D. (2019). **FishBase**. Disponível em: <http://www.fishbase.org>. Acesso em: 28/12/2019.

Garavelo, J.C., & Britski, H.A. (1988). *Leporinus macrocephalus* sp. n. da bacia do rio Paraguai. **Naturalia**, 13, 67-74.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., & Ryan, P.D. (2001). **PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis**. Disponível em: [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm). Acesso em: 23/04/2013.

Hilborn, R., Branch, T.A., Ernst, B., Magnusson, A., Minte-Vera, C.V., Scheurell, M.D., & Valero, J. L. (2003). State of the world's fisheries. **Annual Review of Environmental Resources**, 28, 359-399.

Humphries, P., & Winemiller, K.O. (2009). Historical impacts on river fauna, shifting baselines, and challenges for restoration. **BioScience**, 59: 673-684.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2009). **Cidades@**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?>. Acesso em: 12/02/ 2013.

Instituto Florestal. (2005). **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/Imprensa Oficial.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Instrução Normativa 26 de 2 de setembro de 2009**. Diário Oficial da União. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/IBAMA/IN0026-030909.PDF>>. Acessado em dezembro/2019.

Jager, H.I., Chandler, J.A., Lepla, K.B., & Van Winkle, W. A. (2001). A theoretical study of river fragmentation by dams and its effects on white sturgeon populations. **Environmental Biology of Fishes**, 60(4), 347-361.

Junk, W.J., & Wantzen, K.M. (2004). The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications – an update. In: Welcomme, R., & Petr, T. (Eds.). **Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries (LARS 2)**, Bangkok: Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, FAO Regional Office for Asia and the Pacific, pp. 117–149.

- Köppen, W., & Geiger, R. (1936). **Handbuch der klimatologie**. Berlin:Gebruder Borntraeger. Part C, 44p.
- Langeani, F., Castro, R.M.C., Oyakawa, O. T., Shibatta, O.A., Pavanelli, C.S., & Casatti, L. (2007). Diversidade da ictiofauna do Alto Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, 7(3), 181-197.
- Latini, A.O. & Petrete-Júnior, M. (2004). Reduction of native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. **Fisheries Management & Ecology**, 11, 71-79.
- Lowe-McConnell, R.H.L. (1987). **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge: Cambridge University Press.
- Lowe-McConnell, R.H. (1999). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP. 266p.
- Mili, P.S.M., & Teixeira, R.L. (2006). Notas ecológicas do bagre-africano *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) (Teleostei, Clariidae), de um córrego do sudeste do Brasil. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, 19, 45-51.
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M., & Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. **Science**, 308, 405-408.
- Oliveira, E.F., Minte-Vera, C.V., & Goulart, E. (2005). Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil – Paraguay border). **Environmental Biology of Fishes**, 72, 283-304.
- Pascual, M., Macchi, P., Urbanski, J., Marcos, F., Rossi, C.R., Novara, M., & Dell'Arciprete, P. (2002). Evaluating potential effects of exotic freshwater fish from incomplete species presence-absence data. **Biological Invasions**, 4, 101-113.
- Petere, M. (1985). **Migraciones de peces de agua dulce en America Latina: algunos comentarios**. Roma: COPESCAL Documento Ocasional.
- Poulin, R., Paterson, R.A., Townsend, C.R., Tompkins, D.M., & Kelly, D.W. (2011). Biological invasions and the dynamics of endemic diseases in freshwater ecosystems. **Freshwater Biology**, 56, 676-688.
- Primack, R.B., & Rodrigues, E. (2001). **Biologia da Conservação**. Londrina: Planta.
- Rahel, F.J. (2002). Homogenization of freshwater faunas. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 33, 291-315.
- Ramos, J.V.B., Sodr , L.M.K., Orsi, M.L., & Almeida, F.S. (2012). Genetic diversity of the species *Leporinus elongatus* (Teleostei: Characiformes) in the Canoas complex – Paranapanema river. **Neotropical Ichthyology**, 10(4), 821-828.

Reis, R.E., Kullander, S.O., & Ferraris-Jr, C.J. (2003). **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS.

Rodrigues, R.R. (2009). **Sucesso reprodutivo de peixes migradores em rios barrados em Minas Gerais: influência da bacia de drenagem e das cheias**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, Brasil.

Rodriguez, J.P. (2001). Exotic species introductions into South America: an underestimated threat? **Biodiversity & Conservation**, 10, 1983-1996.

Serafim, H., Cicchi, P.J.P., Ienne, S., & Jim, J. (2008). Anurans of remnants of Atlantic forest of São José do Barreiro municipality, São Paulo State, Brazil. **Biota Neotropica**, 8(2). Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n2/pt/abstract?article+bn01008022008>. Acesso em 25/12/2019.

SÃO PAULO. **Constituição Estadual de 05 de outubro de 1989**. Diário Oficial do Estado de São Paulo. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/constituicao/1989/compilacao-constituicao-0-05.10.1989.html>>. Acessado em dezembro/2019. 1989.

SÃO PAULO. **Decreto 54.653 de 06 de agosto de 2009, que reorganiza a Secretaria do Meio Ambiente - SMA e dá providências correlatas**. Diário Oficial do Estado de São Paulo. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2009/decreto-54653-06.08.2009.html>>. Acessado em dezembro/2019. 2009.

SÃO PAULO. **Lei 16.337 de 14 de dezembro de 2016, que dispõe sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERH e dá outras providências**. Diário Oficial do Estado de São Paulo. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2016/lei-16337-14.12.2016.html>>. Acessado em dezembro/2019. 2016.

Shibatta, O.A., & Dias, J.H.P. (2006). **40 peixes do Brasil: CESP 40 anos**. Rio de Janeiro: Doiis.

Smith, W.S., Espíndula, E.L.G., Pereira, C.C.G.F. & Rocha, O. (2002). Impactos dos reservatórios do médio e baixo Tietê (SP) na composição das espécies de peixes e na atividade de pesca. In: Programa de Pós Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental- CRHEA/ EESC/ USP. **Recursos hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado**. São Carlos: Rima, p. 57-72.

Smith, W.S., Espíndola, E.L.G., & Rocha, O. (2005). As introduções de espécies de peixes exóticos e alóctones em bacias hidrográficas brasileiras. In: Rocha, O., Espíndula, E.L.G., Fenerich-Verani, N., Verani, J.R. & Rietzler, A.C.(Eds). **Espécies invasoras em águas doces**. Editora Universidade Federal de São Carlos, p. 25-44.

Stauffer, J.R. (1984). **Distribution, Biology, and Management of Exotic Fishes**. Baltimore: Johns Hopkins University Press.

Stevaux, J.C., Souza-Filho, E.E., & Jabur, I.C. (1997). A história quaternária do rio Paraná em seu alto curso. In: Vazzoler, A.E.A.M., Agostinho, A.A. & Hahn, N.S. (Eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM, p. 47-72.

Vitule, J.R.S., Umbria, S.C., & Aranha, M.R. (2006). Introduction of the African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) into Southern Brazil. **Biological Invasions**, 8, 677-681.

Welcomme, R.L. (1984). International transfers of Inland fish species. In: Courtenay, W.R., Stauffer-JR, J.R. (Eds) **Distribution, Biology, and Management of Exotic Fishes**. Baltimore: Johns Hopkins University Press, p. 22-40.

Welcomme, R.L. (1988). **International introductions of inland aquatic species**. FAO: Fisheries Technical Paper.

Williamson, M.H., & Fitter, A. (1996). The characters of successful invaders. **Biological Conservation**, 78, 163-170.

### Informações adicionais

**Como referenciar este artigo:** Costa, A.A. (2020). Análise ecológica sobre a contribuição da legislação ambiental brasileira na conservação da ictiofauna autóctone. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v.8, n.2, p.110-135.



Direitos do Autor. A Revista Brasileira de Meio Ambiente utiliza a licença Creative Commons - CC Atribuição Não Comercial 4.0 CC-BY-NC (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0>), no qual, os artigos podem ser compartilhados desde que o devido crédito seja aplicado de forma integral ao autor (es) e não seja usado para fins comerciais.