

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

**Avaliação da eficácia da legislação penal ambiental na  
conservação de áreas naturais e na preservação da ictiofauna  
autóctone**

Alexandre Augusto Costa

São Carlos, 2013

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

**Avaliação da eficácia da legislação penal ambiental na  
conservação de áreas naturais e na preservação da ictiofauna  
autóctone**

Alexandre Augusto Costa

Tese apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências, área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

São Carlos, 2013

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da  
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

C837ae

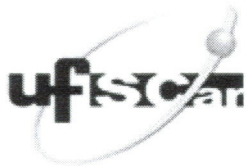
Costa, Alexandre Augusto.

Avaliação da eficácia da legislação penal ambiental na conservação de áreas naturais e na preservação da ictiofauna autóctone / Alexandre Augusto Costa. -- São Carlos : UFSCar, 2013.  
116 f.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2013.

1. Ecologia. 2. Crime ambiental. 3. Código florestal - legislação -- Brasil. 4. Pesca. 5. Áreas-protegidas. 6. Direito ambiental. I. Título.

CDD: 574.5 (20<sup>a</sup>)



# UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

## Relatório de Defesa de Tese Candidato: Alexandre Augusto Costa

Aos 05/04/2013, às 09:30, realizou-se na Universidade Federal de São Carlos, nas formas e termos do Regimento Interno do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, a defesa de tese de doutorado sob o título: EFICÁCIA DA LEGISLAÇÃO PENAL AMBIENTAL NA CONSERVAÇÃO DE ÁREAS NATURAIS E NA PRESERVAÇÃO DA ICTIOFAUNA AUTÓCTONE, apresentada pelo candidato Alexandre Augusto Costa. Ao final dos trabalhos, a banca examinadora reuniu-se em sessão reservada para o julgamento, tendo os membros chegado ao seguinte resultado:

Participantes da Banca	Função	Instituição	Conceito
Profa. Dra. Dalva Maria da Silva Matos	Presidente	UFSCar	Aprovado
Profa. Dra. Odete Rocha	Titular	UFSCar	Aprovado
Profa. Dra. Evelise Nunes Fragoso de Moura	Titular	UFMG	Aprovado
Prof. Dr. Vladimir Passos de Freitas	Titular	PUC-PR	Aprovado
Prof. Dr. Fernando Cesar Crnkovic	Titular	IC	Aprovado

Resultado Final: Aprovado

### Parecer da Comissão Julgadora\*:

Aprovado com distinção e louvor

Encerrada a sessão reservada, o presidente informou ao público presente o resultado. Nada mais havendo a tratar, a sessão foi encerrada e, para constar, eu, João Augusto da Silva Affonso, representante do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, lavrei o presente relatório, assinado por mim e pelos membros da banca examinadora.

Dalva M. Silva Matos  
Profa. Dra. Dalva Maria da Silva Matos

Odete Rocha  
Profa. Dra. Odete Rocha

Evelise Nunes Fragoso de Moura  
Profa. Dra. Evelise Nunes Fragoso de Moura

Vladimir Passos de Freitas  
Prof. Dr. Vladimir Passos de Freitas

Fernando Cesar Crnkovic  
Prof. Dr. Fernando Cesar Crnkovic

João Augusto da Silva Affonso  
Representante do PPG: João Augusto da Silva Affonso

( ) Não houve alteração no título da tese (X) Houve. O novo título passa a ser:

Avaliação da eficácia da legislação penal ambiental na conservação de áreas naturais e na preservação da ictiofauna autóctone.

\*Obs: Se o candidato for reprovado por algum dos membros, o preenchimento do parecer é obrigatório.

Para gozar dos direitos do título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais, o candidato ainda precisa ter sua tese homologada pelo Conselho de Pós-Graduação da UFSCar.

À minha família

## AGRADECIMENTOS

Muitos, de uma forma ou de outra, foram importantes durante meu doutorado, entretanto alguns, por sua presença mais duradoura, merecem aqui ser lembrados. Por isso, agradeço:

À Lilian, por seu amor incondicional. Entre todas as dádivas que já recebi nesta vida, você é, sem dúvida, a maior de todas. Obrigado por estar sempre tão forte e carinhosamente ao meu lado “na saúde e na doença, na alegria e na tristeza”;

Aos meus amados Alexandre e Gabriel, meninos maravilhosos que eu tenho a honra de chamar de meus filhos. A vocês que são o maior e melhor projeto da minha vida, agradeço por fazerem que todos os meus outros projetos tenham sentido e razão de ser;

Aos meus queridos pais Antônio e Elza, pelo constante incentivo. Sou eternamente grato por acreditarem e por investirem na educação, convictos de que esse é um dos maiores patrimônios que se pode deixar aos filhos. Vocês contribuíram muito para que a conquista do doutorado fosse possível;

À minha querida avó Elvira, que já na sua oitava década de vida, continua um exemplo de dedicação ao próximo. Agradeço pelo carinho e pela atenção que sempre me dedicou;

Aos meus queridos avós Luiz, João e Ivone que, mesmo ausentes no plano material, estarão sempre presentes nas boas lembranças que deixaram;

À minha sogra, irmã, cunhados, concunhados e amigos agradeço pelo incentivo constante;

À Profa. Dra. Dalva Maria Silva Matos, por ter aceitado a orientação;

Aos membros da banca examinadora Dr. Vladimir Passos de Freitas, Dra. Odete Rocha, Dr. Fernando Cesar Crnkovic e Dra. Evelise Nunes Fragoso de Moura que gentilmente deixaram seus afazeres para contribuir com importantes e indispensáveis considerações;

Ao Capitão PM Olivaldi Alves Borges Azevedo, agradeço pela amizade e por ter permitido acesso aos dados do Sistema de Administração Ambiental;

À Polícia Militar Ambiental do Estado de São Paulo cuja fiscalização permanente originou os dados utilizados na realização deste trabalho. A preservação dos recursos naturais do Estado de São Paulo é, em grande parte, resultado do empenho destes incansáveis soldados;

Aos professores que contribuíram com minha formação acadêmica e didática;

E, finalmente, porém não menos importante, aos contribuintes brasileiros cujos impostos sustentam, além de outras instituições, nossas universidades públicas e os órgãos de fomento à pesquisa.

## ÍNDICE

RESUMO GERAL .....	11
GENERAL ABSTRACT .....	12
INTRODUÇÃO GERAL .....	13
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	23
 <b>CAPÍTULO 1 – A proteção jurídica garante a conservação de áreas naturais em propriedades privadas? Um estudo de caso do Brasil</b>	
Resumo .....	28
Abstract .....	29
Introdução .....	30
Material e métodos .....	33
Resultados .....	36
Discussão .....	44
Conclusões .....	58
Referências bibliográficas .....	60
 <b>CAPÍTULO 2 – A eficácia do controle penal das atividades de pesca predatória na conservação da ictiofauna autóctone</b>	
Resumo .....	70
Abstract .....	71
Introdução .....	72
Material e métodos .....	75
Resultados .....	79
Discussão .....	93
Conclusões .....	103
Referências bibliográficas .....	104
 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	 112
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	116



## LISTA DE FIGURAS – CAPÍTULO 1

- Figura 1 – Localização da área de estudo: municípios da região de São José do Rio Preto, noroeste do estado de São Paulo, Brasil 34
- Figura 2 – Distribuição do número de crimes ambientais contra as áreas protegidas e a superfície total degradada (em hectares) ao longo do período entre 2003 e 2009 na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil. 37
- Figura 3 – Porcentagem de ocupação de cultivos agrícolas em áreas naturais protegidas na região de São José do Rio Preto entre os anos de 2003 e 2009 39
- Figura 4 – Comparação entre os diagramas de caixa construídos a partir dos valores de densidade hidrográfica nas áreas de influência (raio de 2 km) de locais degradados por pecuária, por agricultura e por depósito de inservíveis em áreas naturais protegidas da região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, em levantamento realizado entre os anos de 2003 e 2009 40
- Figura 5 – Comparação entre os diagramas de caixa construídos a partir dos valores de densidade rodoviária nas áreas de influência (raio de 2 km) de locais degradados por pecuária, por agricultura e por depósito de inservíveis em áreas naturais protegidas da região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, em levantamento realizado entre os anos de 2003 e 2009 41
- Figura 6 – Comparação entre os diagramas de caixa construídos a partir dos valores de densidade de vegetação remanescente nas áreas de influência (raio de 2 km) de locais degradados por pecuária, por agricultura e por depósito de inservíveis em áreas naturais protegidas da região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, em levantamento realizado entre os anos de 2003 e 2009 42
- Figura 7 – Distribuição geográfica das áreas naturais degradadas por pecuária (n = 41, à esquerda) e por agricultura (n = 61, à direita) sobre as redes hidrográfica e rodoviária (superior) e sobre os remanescentes de vegetação (inferior) na região de São José do Rio Preto, entre os anos de 2003 e 2009 43
- Figura 8 – Comparação da área ocupada por vegetação em diferentes estágios de regeneração em áreas de preservação permanente e fragmentos florestais da região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009 44

## LISTA DE TABELAS – CAPÍTULO 1

Tabela I – Quantidade de crimes ambientais (n) e extensão da área atingida (ha) em relação à categoria de ameaça antropogênica e ao tipo de área natural protegida. Valores obtidos entre os anos de 2003 e 2009 na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo	38
--	----

## LISTA DE FIGURAS – CAPÍTULO 2

- Figura 1 – Localização da área de estudo: municípios da região de São José do Rio Preto, noroeste do estado de São Paulo, Brasil 76
- Figure 2 – Valores médios mensais das temperaturas médias ( $^{\circ}\text{C}$ ) 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 (CIIAGRO) da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo. 77
- Figura 3 – Distribuição anual da biomassa (linha) e da quantidade de peixes autóctones (cinza) e não-autóctones (branco) capturados em pesca predatória na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009 82
- Figura 4 – Comparação entre os diagramas de caixa construídos a partir dos valores mensais de apreensões relacionadas com pesca predatória na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009 83
- 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 predatória na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009 84
- Figura 6 – Distribuição das abundâncias relativas das espécies autóctones (cinza) e não-autóctones (branco) em relação aos hábitos alimentares de peixes capturados em pesca predatória na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009 86
- Figura 7 – Variação das abundâncias relativas das três espécies de peixes mais abundantes (*Leporinus friderici*, *Prochilodus lineatus* e *Plagioscion squamosissimus*) na pesca predatória na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009 87
- Figura 8 – Dendrograma de similaridade (Bray-Curtis) entre a ictiofauna capturada na pesca predatória em unidades hidrográficas da região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009 90
- Figura 9 – Quantidades de redes de pesca e de tarrafas de diferentes malhas (distância em milímetros entre os nós opostos) relacionados com pesca predatória na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, entre os anos de 2003 e 2009 92

## LISTA DE TABELAS – CAPÍTULO 2

Tabela I – Espécies capturadas com pesca predatória na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, entre os anos de 2003 e 2009	80
Tabela II – 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 predatória na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009	85
Tabela III – Parâmetros da pesca predatória 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	86
Tabela IV – Abundância relativa (%) e valor de constância (%) das espécies capturadas em pesca predatória 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	89
Tabela V – Quantidades absolutas e relativa total das modalidades de petrechos utilizados na pesca predatória na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, entre os anos de 2003 e 2009	91

## Resumo

A análise de informações provenientes dos instrumentos jurídicos de repressão penal pode não apenas alicerçar a implantação racional de políticas públicas de conservação dos recursos naturais, como, ainda, promover o constante aperfeiçoamento da legislação repressora das condutas consideradas lesivas ao meio ambiente. O objetivo do trabalho consistiu em avaliar a eficácia de modelos de proteção jurídica adotados pela legislação penal ambiental vigente em área caracterizada por pleno desenvolvimento econômico e submetida a intensas e constantes ameaças antropogênicas. Para tanto, utilizou-se a região de São José do Rio Preto, noroeste do estado de São Paulo. Analisou-se a viabilidade dos instrumentos legais para a proteção de áreas naturais inseridas em propriedades privadas e submetidas a pressões antropogênicas pelo uso da terra. Os resultados apontam que o aumento na demanda por áreas destinadas à produção de alimentos e de biocombustíveis representa um dos maiores desafios à preservação dos recursos naturais no Brasil. A proteção jurídica revelou-se insuficiente a garantir a conservação das áreas naturais, exigindo, para o sucesso das estratégias conservacionistas, o desenvolvimento e a implantação de projetos de manejo participativos. Paralelamente, avaliou-se a eficácia da técnica de estruturação típica adotada pela lei de crimes ambientais na preservação da ictiofauna autóctone. Os resultados indicam que a técnica de tutela da legislação ambiental mostra-se eficaz no controle das atividades de pesca predatória, sobretudo em função da elevada incidência de meios não-seletivos de captura e da prevalência de espécies autóctones em relação às não-autóctones (alóctones e exóticas). Ainda que a legislação ambiental constitua importante ferramenta na proteção dos recursos naturais, sua eficácia está diretamente condicionada ao desenvolvimento e à implantação concomitante de outras estratégias de conservação, sobretudo o desenvolvimento de políticas públicas abrangentes e atuantes, capazes de superar o desafio de conciliação entre os interesses sócio-econômicos e os interesses conservacionistas.

Palavras-chave: crimes ambientais, Código Florestal, pesca, áreas protegidas, direito ambiental.

## Abstract

The analysis of information from the prosecution of legal instruments allows not only rational underpinning the development of public policies to conserve natural resources, as also promotes the constant improvement of the repressive legislation of conduct considered detrimental to the environment. The objective of this study has been assessing the effectiveness of legal protection models adopted by the criminal law in force in environmental area characterized by full economic development and subjected to intense and constant anthropogenic threats. So, we studied the region of São José do Rio Preto, northwest of São Paulo state, Brazil. We analyze the feasibility of legal instruments for the protection of natural areas on private property and subjected to anthropogenic pressures for land use. The results indicate that the increased demand for areas intended for food production and biofuels represents one of the greatest challenges to the preservation of natural resources in Brazil. The juridical protection is insufficient to guarantee the conservation of natural areas, requiring for the success of conservation strategies the development and implementation of participatory management projects. Withal, we evaluated the effectiveness of the typical structuring technique taken into account by the environmental crimes law in preserving autochthonous fish fauna. The results indicate that the tutelage technique of environmental legislation is effective in controlling fishing activities, mainly due to the high incidence of non-selective means of capture and the prevalence autochthonous species against non-autochthonous (allochthonous and exotics) species. Although environmental legislation constitutes an important tool for protection of natural resources its effectiveness is directly subjected to the development and deployment of other concomitant conservation strategies, particularly the development of comprehensive and active policies, able to overcome the challenge of reconciling the socio-economic interests and conservationist interests.

Keywords: environmental crimes, Forest Code, fishery, protected areas, environmental law.

## INTRODUÇÃO GERAL

O modelo de produção em massa, inaugurado a partir da primeira metade do século XIX com a Revolução Industrial, impulsionou o desenvolvimento tecnológico, permitindo avanços que proporcionaram aumentos consideráveis na produção de bens e serviços. Entretanto, deste mesmo modelo de produção decorreram sérias e preocupantes conseqüências, entre as quais ressaltam-se o exacerbado crescimento populacional humano, a intensa e descontrolada exploração dos recursos naturais e a geração de inúmeros riscos antes nem sequer imaginados (Buglione 2000). Configurou-se, dessa forma, uma sociedade na qual os riscos sociais, políticos, econômicos e industriais gerados pelo momento da inovação adquirem proporções cada vez maiores, escapando às instituições de controle e proteção da sociedade industrial (Beck 2010).

Paralelamente, em vista dos problemas ambientais que se tornavam mais evidentes e frequentes, emergiu uma consciência internacional acerca da necessidade de substituição do paradigma de crescimento exploratório por um modelo de desenvolvimento que resguardasse os recursos naturais e, por conseguinte, as condições de existência, tanto para as presentes quanto as futuras gerações (United Nations 1987). A presunção de que o ambiente natural poderia ser indefinidamente subjugado às necessidades exploratórias da humanidade acabou não se sustentando pela percepção tanto do limite dos recursos disponíveis quanto das complexas relações existentes entre os organismos vivos, incluindo a própria espécie humana, e entre os organismos e o ambiente físico (Freedman 1995).

Com isso, a insuficiência e a precariedade na distribuição dos recursos naturais inviabilizam as tendências de universalização do modelo de desenvolvimento econômico consumista praticado pelos países que lideraram a Revolução Industrial (Furtado 1974). Lamentável, contudo, que a conscientização a respeito da necessidade de proteção dos recursos naturais não ultrapasse a dimensão estrita de um modismo de condutas

politicamente corretas que se sustentam apenas quando não obrigam à renúncia da opulência, do desperdício e da futilidade que caracterizam o consumismo da sociedade capitalista contemporânea.

Nesse sentido, é fundamental que, por intermédio do Direito, o Estado intervenha no âmbito das relações sociais, coibindo condutas prejudiciais à conservação do meio ambiente. Ocorre que, em função de sua natureza pluralista e coletiva, o direito ao meio ambiente equilibrado supera a tradição civilista e liberal do direito brasileiro que está arraigada em interesses individuais de conteúdo patrimonial e contratualista (Silva 2007), exigindo, para tanto, o aperfeiçoamento dos instrumentos de tutela jurídica.

Após adotar políticas ambientais de intervenção estatal penetrantes e limitadas pelos fortes esforços de expansão agrícola e de desenvolvimento industrial, o Brasil alinha-se às tendências internacionais e a necessidade de conservação dos recursos naturais reflete-se de modo mais explícito na legislação ordinária com a publicação da Lei Federal nº 6.938/81, que instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente (Brasil 1981), sob pronunciada influência da participação democrática da sociedade civil e de organizações não-governamentais (Drummond & Barros-Platiau 2006).

Em revisão histórica da tutela constitucional do meio ambiente, Antunes (1992) relata que a Constituição Imperial de 1824 não fazia menção alguma à matéria ambiental, enquanto as Constituições de 1891, 1934, 1937, 1946 e 1967 referiam-se tão somente à regulação do uso dos recursos naturais como insumos à produção econômica, estabelecendo a repartição de competência legislativa e o domínio dos bens ambientais no patrimônio dos entes federativos. Porém, em 1988 a tutela do meio ambiente atingiu status constitucional com a promulgação da Constituição Federal que, no caput de seu art. 225, determinou a proteção ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, considerado bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida e, para tanto, impôs ao Poder



Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações (Brasil 1988).

Anterior à Constituição Federal, o conceito normativo de meio ambiente (art. 3º, I, da Lei Federal nº 6.938/81) o considera como conjunto de condições, leis, influências e interações de ordem física, química e biológica, que permite, abriga e rege a vida em todas as suas formas (Brasil 1981). Como não são apontados os elementos corpóreos que compõem o meio ambiente, considera-se um bem incorpóreo e imaterial (Ayala & Leite 2004). Por “bem” entende-se o que seja tutelado juridicamente em função de seu valor social, de forma que se o meio ambiente, entendido como macro-bem, encontra proteção jurídica, igualmente ocorre com as partes que o materializam, as florestas (Brasil 1965), os animais silvestres (Brasil 1967a), os peixes (Brasil 1967b), dentre outros.

Do mandamento constitucional, o bem ambiental é considerado como macrobem, de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida. Diferentemente dos bens públicos, que pertencem às pessoas jurídicas de direito público, o bem ambiental, constitui coisa de todos e, assim o sendo, é acessível a todos, indistintamente. Não se apresenta como objeto que se adapta à posse de alguém, nem mesmo à do Poder Público que deve gerir os bens ambientais de maneira a consagrar a sua utilização sustentável, estabelecendo condições de aproveitamento racional dos microbens. O macrobem meio ambiente não pode ser apossado, o que não ocorre em relação aos microbens, isto é, dos elementos que o compõem cuja titularidade dominial é variável, podendo ter regime de propriedade pública ou privada (Ayala & Leite 2004).

Apesar de considerado bem incorpóreo, o meio ambiente saudável é alcançado pela integridade dos seus microbens. Não se tratando de bens singulares, os bens ambientais posicionam-se como pilares de sustentação da vida salubre e, não por outro motivo, exigem proteção jurídica diferenciada. Para tanto, estabeleceu o art. 225, § 3º, da

Constituição Federal que as condutas e atividades consideradas lesivas ao meio ambiente estarão sujeitas a sanções penais (Brasil 1988).

Como a determinação dos valores essenciais que servem de parâmetro na eleição dos bens jurídicos criminais depende das condições sociais, econômicas e culturais em cada época histórica (Cruz 2003), o legislador constituinte optou pela intervenção penal no domínio das relações humanas, de modo a reprimir as condutas lesivas ao meio ambiente por intermédio de mecanismos coercitivos legais (Costa 2009). Nesse sentido, a conscientização acerca da necessidade de proteção e uso racional dos recursos naturais veio a permitir que o meio ambiente passasse a ser tutelado como bem jurídico com dignidade criminal.

Decorridos cerca de 10 anos da promulgação da Constituição Federal, coube à Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, reformular a dispersa e fragmentada legislação de proteção penal ambiental, criminalizando as condutas e atividades nocivas ao meio ambiente, com aplicação subsidiária das disposições do Código Penal e do Código de Processo Penal (Brasil 1998).

Ao definir os tipos penais, a lei de crimes ambientais ampliou o espectro de proteção sob a égide da defesa ao meio ambiente, alcançando outros aspectos além dos recursos naturais. Assim, no capítulo V, especificamente destinado aos crimes contra o meio ambiente, são definidos os crimes contra a fauna (seção I), os crimes contra a flora (seção II), a poluição e outros crimes ambientais (seção III), os crimes contra o ordenamento urbano e o patrimônio cultural (seção IV) e os crimes contra a administração ambiental (seção V). Alargou-se, com isso, a definição de meio ambiente para a interação do conjunto de elementos naturais, artificiais e culturais que propiciam o desenvolvimento equilibrado da vida em todas as suas formas (Silva 2002).

Mesmo assim, não são claros os exatos contornos do bem jurídico tutelado pela legislação penal ambiental, sobretudo pelo fato de que a sobrevivência das populações humanas depende da realização de atividades que exercem impactos sobre o meio ambiente. O direito penal passa a intervir no domínio de atividades indispensáveis ao desenvolvimento econômico e, portanto, consentidas pelo modelo institucional em vigor, mas que são potencialmente perigosas para o bem jurídico em questão (Figueiredo 2008). Por esta razão, a satisfação mútua de interesses antagônicos e, conseqüentemente, a imposição das medidas coercitivas penais pressupõe a definição de critérios e limites a distinguir graus de perturbação toleráveis e parâmetros a partir dos quais os prejuízos ambientais devam ser coibidos, de modo a se atender ao princípio da ofensividade do direito penal, evitando-se, assim, que as incriminações da legislação ambiental sejam transformadas em mero reforço das sanções administrativas já existentes (Figueiredo 2008).

Nesse sentido, a exigência do artigo 225, §3º da Constituição Federal é de que as sanções penais sejam aplicadas tão somente às condutas e atividades consideradas lesivas ao meio ambiente. Logo, a responsabilização criminal ambiental vincula-se, necessariamente, à efetiva lesividade da conduta que, para aplicação da pena, deve restar devidamente comprovada. É preciso a demonstração, de fato, de que a conduta do agente lesa ou expõe a perigo o bem jurídico tutelado pela lei penal ambiental. Contudo, a estimativa do *quantum* de ofensividade sobre o equilíbrio do meio ambiente presume o pleno entendimento acerca da estrutura e da dinâmica dos sistemas ecológicos afetados.

Os sistemas ecológicos ou ecossistemas abrangem todos os organismos que funcionam em conjunto numa dada área, interagindo com o ambiente físico de tal forma que o fluxo de energia produza estruturas bióticas claramente definidas e uma ciclagem de materiais entre as partes vivas e não-vivas (Odum & Barrett 2007). Os ecossistemas, à

semelhança de outros sistemas, são constituídos a partir de elementos que se qualificam por atributos e que estão inter-relacionados através de fluxos, os quais promovem o controle, o condicionamento ou a dependência destes componentes (Almeida & Tertuliano 2007).

Conforme se verifica, os sistemas ecológicos são formados por dois grupos de componentes: a comunidade biótica e o ambiente físico. A comunidade biótica refere-se ao conjunto de organismos vivos que co-habitam determinado ambiente onde se reproduzem de modo permanente e que se mantêm em equilíbrio estável no tempo por uma complexa rede de interações com dependência direta dos fatores do meio (Dajoz 1983). A composição da comunidade biótica constitui a diversidade biológica e representa um dos principais parâmetros que a caracterizam, variando em função de fatores históricos, climáticos e bióticos. De acordo com a definição do Fundo Mundial para a Natureza (1989) *apud* Primack & Rodrigues (2002), a diversidade biológica corresponde à riqueza da vida na Terra, os milhões de plantas, animais e microrganismos, os genes que eles contêm e os intrincados ecossistemas que eles ajudam a construir no meio ambiente.

É evidente que a biodiversidade em todos os seus aspectos constitui a infraestrutura mínima para a existência de um sistema ecológico. Não é por outro motivo que, para a efetividade do direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, a Constituição Federal incumbe ao Poder Público a preservação da diversidade e a integridade do patrimônio genético (art. 225, §1º, II, CF), bem como a proteção da fauna e da flora (art. 225, §1º, VII, CF).

No entanto, para permanecerem vivos, os organismos necessitam continuamente trocar matéria e energia com o ambiente físico (Ricklefs & Miller 1999). Os organismos, em última instância, recebem sua energia da luz solar e seus nutrientes do solo e da água, por outro lado, precisam tolerar extremos de temperatura, umidade, salinidade e outros

fatores físicos do seu entorno. Portanto, o mundo físico proporciona o contexto para a vida na medida em que fornece as condições ambientais mínimas de existência dos organismos vivos, mas também restringe sua expressão (Ricklefs 2009).

Os fluxos nos ecossistemas correspondem aos processos de transferência de matéria e de energia nas várias cadeias alimentares em que seqüências de organismos vivos em diferentes níveis tróficos exercem funções ecológicas específicas de produtores, consumidores ou decompositores (Odum 2007). Os sistemas ecológicos caracterizam-se, ainda, por apresentarem um estado estacionário de equilíbrio dinâmico resultante da capacidade de ajustamento interno de seus componentes quando submetidos a flutuações de matéria e energia dentro de determinada amplitude de variação (Almeida & Tertuliano 2007). A noção constitucional de ambiente ecologicamente equilibrado corresponde justamente a tal estado estabilizado, garantido pela preservação dos componentes necessários à manutenção e funcionamento dos ecossistemas.

Entretanto, quando as influências externas são suficientes para extrapolar o limiar da capacidade de resistência, os sistemas ecológicos desorganizam-se e, à semelhança de outros sistemas abertos, tendem a sofrer um processo de readaptação. Durante a readaptação, ocorrem reajustes do sistema estacionário sob ação de um conjunto de relações retroalimentadoras que, no caso de perturbações reversíveis, propiciam, após uma série de estados transitórios, a retomada à condição precedente, e que, nas perturbações irreversíveis, conduzem o sistema para uma nova situação (Almeida & Tertuliano 2007). A estabilidade de um sistema ecológico representa a medida de sua sensibilidade ao distúrbio e pode resultar tanto da capacidade de resistência em suportar perturbações quanto da capacidade de resiliência em retornar à condição inicial após ser perturbado e retirado de seu estado originário (Begon *et al.* 2006).

A extrapolação dos limiares de resistência que comprometem a estabilidade de um sistema ecológico pode ocorrer por força de eventos de alta magnitude que promovem intensas alterações no sistema ou, em alguns casos, por eventos de magnitude média e de maior frequência, com resultados a longo prazo (Almeida & Tertuliano 2007).

No plano jurídico, o dano apenas se consubstanciará no prejuízo sobre um bem tutelado pelo ordenamento jurídico e que, além disso, esteja protegido contra a ação ou omissão geradora do prejuízo (Bechara 2009). Neste contexto, se o dano, muito embora não receba definição legal, possa ser compreendido como a lesão que atinge um bem juridicamente tutelado, o dano ambiental resume-se na ofensa sofrida pelo macrobem meio ambiente, através da apropriação desmedida dos microbens que o formam. O dano ambiental é investida negativa aos bens ambientais, em gradiente que incida no desequilíbrio, ainda que momentâneo, restrito e moderado do meio ambiente.

Assim sendo, a determinação do dano ambiental materializado na efetiva lesão ao equilíbrio ecológico do meio ambiente ou mesmo a comprovação da exposição a perigo deste bem juridicamente tutelado dependem de uma avaliação criteriosa do grau de impacto da conduta do agente em face das características dos sistemas afetados. Por esta razão, a compreensão dos fatores que determinam a estabilidade dos ecossistemas é pressuposto à aplicação da lei penal ambiental nos casos concretos.

Por outro lado, a julgar pelas características que permeiam os bens ambientais e pela sua sujeição aos riscos inerentes às modernas atividades humanas, inevitável a aplicabilidade do princípio da precaução como uma das formas de, pelo menos, amenizar tais riscos. Inspirada no modelo da sociedade de risco, observa-se na legislação penal ambiental uma tendência na antecipação da proteção jurídica, reprimindo-se as condutas preparatórias com base notadamente em crimes de perigo (Sirvinskas 1998). Os crimes de perigo são aqueles que se consumam a partir do momento em que haja o simples perigo

para o bem jurídico tutelado pela lei penal, ou seja, sempre que o bem jurídico seja exposto a perigo, não havendo, diferentemente do que ocorre com os crimes de dano, a necessidade de efetiva lesão (Capez 2010). A lei antecipa a proteção penal ao incriminar condutas pelo simples fato de oferecerem risco ao bem jurídico.

À luz da irreparabilidade da maioria dos danos ambientais, o objetivo do direito ambiental se concentra na prevenção do dano e, para tanto, adota uma forma de tutela que não apenas atenda à prevenção das lesões ao meio ambiente, mas, ainda, favoreça a utilização racional dos bens ambientais, com medidas de precaução contra os riscos inerentes ao uso desses bens (Cruz 2003). No entanto, para que a legislação ambiental atinja seus objetivos precípuos, é necessário que a aplicação dos dispositivos legais atue de modo efetivo como instrumento de proteção e conservação dos recursos naturais.

Nesse sentido, como o embasamento científico é uma das características da legislação ambiental brasileira contemporânea (Drummond & Barros-Platiau 2006), a análise de informações provenientes dos instrumentos jurídicos de repressão penal pode não apenas alicerçar a implantação racional de políticas públicas de conservação dos recursos naturais, como, ainda, promover o constante aperfeiçoamento da legislação repressora das condutas consideradas lesivas ao meio ambiente.

Com base no exposto, o objetivo do presente trabalho consistiu na análise de instrumentos de repressão penal como meio de avaliar a eficácia dos modelos de proteção jurídica adotados pela legislação ambiental na conservação de áreas naturais e da ictiofauna autóctone em região economicamente ativa e submetida a intensas e constantes ameaças antropogênicas, localizada no noroeste do estado de São Paulo. No capítulo 1, realizou-se o estudo de laudos periciais criminais para se verificar a viabilidade dos instrumentos legais de proteção de áreas naturais inseridas em propriedades privadas e submetidas a pressões antropogênicas pelo uso da terra. No capítulo 2, procedeu-se ao

levantamento de infrações ambientais como meio de determinação da eficácia da técnica de estruturação típica adotada pela lei de crimes ambientais na preservação da ictiofauna autóctone. As análises basearam-se na legislação com vigência contemporânea ao período estudado (2003 a 2009). Os capítulos são apresentados na forma de artigos científicos seguindo a tendência atual para facilitar a avaliação e posteriores publicações.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida, J.R.; Tertuliano, M.F. (2007) Diagnose dos sistemas ambientais: métodos e indicadores. In: Cunha, S.B.; Guerra, A.J.T. (eds) Avaliação e perícia ambiental. 8ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, pp. 115-171.
- Ayala, P.A.; Leite, J.R.M. (2004). Direito ambiental na sociedade de risco. Rio de Janeiro: Forense Universitária.
- Bechara, E. (2009) Licenciamento e compensação ambiental na lei do sistema nacional das unidades de conservação (SNUC). São Paulo: Atlas.
- Beck, U. (2010) Sociedade de risco: rumo a um outra modernidade. São Paulo: Editora 34.
- Begon, M.; Townsend, C.R; Harper, J.L. (2006) Ecology: from individuals to ecosystems. Oxford: Blackwell Publishing. 752p.
- Brasil (1965) Lei Federal nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o Código Florestal. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l4771.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l4771.htm)>. Acesso em: 06 março 2013.
- Brasil (1967a) Lei nº 5.167, de 3 de janeiro de 1967. Dispõe sobre a proteção à fauna e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/15197.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/15197.htm)>. Acesso em: 06 março 2013.
- Brasil (1967b) Decreto-Lei nº 221, de 28 de fevereiro de 1967. Dispõe sobre a proteção e estímulos à pesca e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto-lei/del0221.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto-lei/del0221.htm)>. Acesso em: 06 março 2013.
- Brasil (1981) Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/ccivil/Leis/L6938org.htm>>. Acesso em: 06 março 2013.

- Brasil (1988) Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, Senado, 1988.
- Buglione, S. (2000) O desafio de tutelar o meio ambiente. *Revista de Direito Ambiental* 5(17): 194-220.
- Capez, F. (2012) Curso de processo penal. 19ed. São Paulo: Saraiva. 893p.
- Costa, A.A. (2009) Contribuição ao aperfeiçoamento do emprego da prova pericial na apuração dos crimes ambientais. *Revista de Direito Ambiental* 54: 65-85.
- Cruz, A.P.F.N. (2003) A importância da tutela penal do meio ambiente. *Revista de Direito Ambiental* 8(31): 58-90.
- Dajoz, R. (1983) *Ecologia Geral*. 4ed. Petrópolis: Vozes.
- Drummond, J.; Barros-Platiau, A.F. (2006) Brazilian environmental laws and policies, 1934-2002: a critical review. *Law & Policy* 28(1):83-108.
- Figueiredo, G.G. (2008) Crimes ambientais à luz do conceito de bem jurídico-penal: (des)criminalização, redação típica e (in)ofensividade. 1ed. São Paulo:IBCCrim, 2008.
- Freedman, B. (1995) *Environmental ecology: the ecological effects of pollution, disturbance, and other stresses*. 2ed. London: Academic Press, 619p.
- Odum, E.P.; Barrett, G.W. (2007) *Fundamentos de Ecologia*. São Paulo: Cengage Learning, 612p.
- Primack, R.B.; Rodrigues, E. (2002) *Biologia da Conservação*. Londrina, 328p.
- Ricklefs, R.E. (2009) *A economia da natureza*. 5ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 503p.
- Ricklefs, R.E.; Miller, G.L. (1999) *Ecology*. 4ed. New York: W.H. Freeman and Company, 822p.
- Silva, J.A. (2002) *Direito ambiental constitucional*. 4ed. São Paulo: Malheiros.
- Silva, S.T. (2007) Direito fundamental ao meio ambiente ecologicamente equilibrado: avanços e desafios. *Revista de Direito Ambiental* 48: 225-245.

Sirvinskas, L.P. (1998) Tutela penal do meio ambiente: breves considerações atinentes à Lei 9.605, de 12-2-1998. São Paulo. Saraiva, 1998.

United Nations (1987) Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future. Disponível em: <<http://www.un-documents.net/wced-ocf.htm>>. Acesso em 06 março 2013.

## **CAPÍTULO 1**

**A proteção jurídica garante a conservação de áreas naturais em propriedades privadas? Um estudo de caso no Brasil**

A PROTEÇÃO JURÍDICA GARANTE A CONSERVAÇÃO DE ÁREAS NATURAIS  
EM PROPRIEDADES PRIVADAS? UM ESTUDO DE CASO DO BRASIL

ALEXANDRE AUGUSTO COSTA<sup>1</sup> & DALVA MARIA DA SILVA MATOS<sup>2\*</sup>

1 – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, Rod. Washington Luiz, Km 235, Caixa Postal 676, CEP 13565-905, São Carlos, Brasil.

2 – Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Hidrobiologia, Rod. Washington Luiz, Km 235, Caixa Postal 676, CEP 13565-905, São Carlos, Brasil.

RESUMO – Analisou-se a eficácia dos instrumentos legais para a proteção de áreas naturais submetidas a pressões antropogênicas de uso da terra no noroeste do estado de São Paulo. Para tanto, considerou-se a ocorrência de impactos em áreas de preservação permanente, reservas legais e fragmentos florestais entre os anos de 2003 e 2009. A quantidade total de áreas degradadas foi variável ao longo dos anos e não houve correlação significativa entre o número de impactos e o tamanho das áreas degradadas. No total, foram registradas 325 áreas afetadas ao longo do período, das quais 86,89% estavam inseridas em áreas de preservação permanente, 12,20% em fragmentos florestais e 0,91% em reservas legais. A superfície total degradada atingiu 815,26 ha, sendo 72,38% em áreas de preservação permanente, 21,87% em fragmentos florestais e 5,75% em reservas legais. Foram identificadas seis categorias de ameaças antropogênicas: pecuária, agricultura, fogo, represamento, expansão urbana e depósito de inservíveis. A agricultura representou o principal uso da terra em áreas protegidas, principalmente as plantações de cana-de-açúcar. As áreas de influência com raio de 2 km ao redor dos locais degradados por pecuária, por agricultura e por depósito de material inservível apresentaram diferenças significativas na densidade de vegetação de entorno, bem como nas malhas hidrográfica e rodoviária. O predomínio de áreas de preservação permanente em estágio pioneiro de regeneração sugere que os processos de sucessão ecológica são continuamente interrompidos. Conclui-se que a proteção jurídica e as penalidades impostas pela legislação ambiental são ineficazes para garantir a conservação das áreas naturais, especialmente quando inseridas em propriedades privadas.

ABSTRACT – We analyzed the effectiveness of legal instruments for the protection of reserves under human land-use pressures in the northwest of São Paulo state. For that, we considered the occurrence of impacts on permanent preservation areas, legal reserves and forest fragments from 2003 to 2009. The total amount of degraded areas was variable along the years and there was no significant correlation between the number of impacts and the size of degraded area. In total, we recorded 325 impacted areas along this period, of which 86.89% were in permanent preservation areas, 12.20% in forest fragments and 0.91% in legal reserves. The total impacted area was 815.26 ha, 72.38% in permanent preservation areas, 21.87% in forest fragments and 5.75% in legal reserves. We identify six categories of anthropogenic threats: livestock, agriculture, fire, dam, urban expansion and dump. The major land use within protected areas was the agriculture, mainly sugarcane plantations. Ring buffers with radius of 2 km around the sites degraded by livestock, for agriculture and for deposit of unusable material shows significant differences in the density of vegetation surrounding and river and road networks. The predominance of vegetation in the pioneer stage within permanent preservation suggests that the process of succession is continuously disrupted. We concluded that legal protection and the penalties imposed by environmental legislation have been not effective to ensure the conservation of natural areas, especially when those areas are within private properties.

## INTRODUÇÃO

Além de seu valor intrínseco como fonte de recursos naturais para o desenvolvimento das atividades humanas essenciais, a biodiversidade desempenha papel fundamental na manutenção dos processos ecológicos que viabilizam os serviços ecossistêmicos (Alho, 2008). Entretanto, o crescimento desenfreado das populações humanas tem gerado a necessidade de implementação na produção de bens e serviços via economias de escala, exigindo, em razão disso, intensa exploração dos recursos decorrentes da biodiversidade. Assim, acentua-se o uso de áreas disponíveis para a expansão agrícola, urbana e energético-mineradora (Vitousek *et al.* 1997).

Frente ao desafio de ordenamento e planejamento territoriais suscitados pela necessidade de perpetuação dos recursos naturais, o estabelecimento de espaços especialmente protegidos constitui uma das ferramentas mais utilizadas atualmente para a conservação da biodiversidade (Bensusan, 2006). A degradação ambiental tem aumentado as taxas de extinção das espécies (Pimm *et al.* 1995; Vitousek *et al.* 1997), sendo que há projeções no sentido de que a extinção mediada pela espécie humana poderá ser ainda maior que o dobro caso não ocorra uma proteção efetiva de áreas prioritárias à conservação, os *hotspots* de biodiversidade (Pimm & Raven 2000).

A implantação de um sistema de áreas protegidas representa uma das formas de conservação *in situ* previstas na Convenção sobre Diversidade Biológica firmada em 1992, no Rio de Janeiro, durante a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento. Áreas protegidas apresentam, ao menos, dois objetivos principais: representar a diversidade biológica de uma determinada área e separar esta biodiversidade dos processos que ameaçam sua persistência (Margules & Pressey 2000).

No Brasil, reconhecidamente palco de megadiversidade biológica originária, a situação de contínua degradação exige imediata intervenção de todos os instrumentos que



possibilitem a efetiva proteção dos diferentes ecossistemas. O desflorestamento e a exploração dos recursos naturais exigem esforços para garantir a proteção de áreas naturais (Medeiros *et al.* 2004).

Alinhando-se às tendências internacionais de proteção ambiental, o art. 225, § 1º, III, da Constituição Federal de 1988 optou pela definição de modalidades de espaços territoriais especialmente protegidos (Brasil 1988), os quais estão definidos em legislação ordinária. Entre tais modalidades, ressaltam-se as áreas de preservação permanente (APP), as reservas legais (RL) e os fragmentos florestais remanescentes (FF). Apesar das diferenças, os objetivos principais dos espaços especialmente protegidos pela legislação ambiental são a manutenção da diversidade, dos serviços ambientais e da integridade dos ecossistemas.

As **áreas de preservação permanente** são áreas protegidas nos termos dos artigos 2º e 3º da Lei nº 4.771/65 – Código Florestal, cobertas ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas, sendo permitido o acesso de pessoas e animais nestas áreas para obtenção de água, desde que não exija a supressão e não comprometa a regeneração e a manutenção a longo prazo da vegetação nativa. Tais áreas são delimitadas em regiões de elevada fragilidade e relevância ambiental em função da necessidade de manutenção da cobertura vegetal, como florestas ripárias, topos de morros e encostas com declives superiores a 45 graus (Brasil 1965).

As **reservas legais** estão previstas no art. 16 do Código Florestal como porcentagens de áreas dentro de propriedades rurais, excetuadas as de preservação permanente, sendo necessárias ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção de fauna e

flora nativas (Brasil 1965). Embora reservas maiores que 5.000 hectares sejam mais efetivas na prevenção do desflorestamento, a maior parte das reservas localizadas em propriedades privadas são menores (Tanizaki *et al.* 2005).

Os **fragmentos florestais** são quaisquer áreas ocupadas por vegetação natural contínua, interrompidas por barreiras antrópicas ou naturais capazes de diminuir significativamente o fluxo de animais, pólen e/ou sementes (Viana, 1998) eventualmente sujeitos a restrições legais de uso e exploração por força do art. 19 do Código Florestal.

Ainda que a alteração e a supressão de vegetação nos espaços territoriais especialmente protegidos somente sejam permitidas através de lei, vedada qualquer utilização que comprometa a integridade dos atributos que justifiquem sua proteção (Brasil 1988), parte considerável da vegetação nativa tem sido perdida em virtude de permanente conflito pelo uso e ocupação do solo.

Apesar da opção legislativa em definir espaços territoriais especialmente protegidos, há quem considere que as tais espaços não garantem a proteção da diversidade biológica (Ghimire & Pimbert 1997; Margules & Pressey 2000; Bruner *et al.* 2001). No conflito do uso de terra, a delimitação de áreas para a conservação biológica compete com fatores sociais, econômicos e políticos. Para evitar distorções na proteção da biodiversidade e nas decisões de política e financiamento, é fundamental a avaliação do papel efetivo de tais áreas (Bruner *et al.* 2001).

Neste contexto, torna-se relevante a determinação dos riscos e ameaças antropogênicas aos quais estão submetidos os espaços especialmente protegidos pela legislação ambiental, de modo que as informações possam subsidiar o desenvolvimento de estratégias de conservação ou a adoção de medidas que viabilizem a recuperação da função ambiental de tais espaços. A implementação de políticas públicas e o aperfeiçoamento da

legislação ambiental dependem da avaliação contínua da eficácia das estratégias de conservação adotadas.

Neste contexto, o objetivo do presente trabalho consiste em verificar se a proteção jurídica de áreas naturais e a fiscalização repressiva eventual exercida pelos órgãos oficiais de Estado são suficientes a garantir a integridade de tais áreas. Para tanto, analisou-se a eficácia da proteção legal em região localizada no noroeste do estado de São Paulo e sujeita a intensas e contínuas pressões antropogênicas pelo uso da terra, avaliando-se as características das degradações ambientais em áreas de preservação permanente, reservas legais e fragmentos florestais remanescentes.

## MATERIAL E MÉTODOS

O objeto de estudo corresponde aos 31 municípios da área de governo da região administrativa de São José do Rio Preto, localizada no noroeste do estado de São Paulo (Fig. 1) e que se estende por uma superfície aproximada de 9.705 km<sup>2</sup>, na qual vivem cerca de 751.476 habitantes (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2009).

A precipitação anual da área de estudo 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 ( $\pm 0,73^\circ\text{C}$ ) em fevereiro e 21°C ( $\pm 0,99^\circ\text{C}$ ) em julho (CIIAGRO 2012). A região apresenta, portanto, clima tropical de savana com chuvas de verão (Aw), de acordo com a classificação proposta por Köppen-Geiger (1936).

A vegetação nativa era originalmente constituída por manchas de Floresta Atlântica e Cerrado (Ab'Saber 2003), ambos considerados *hotspots* para a conservação da biodiversidade (Myers *et al.* 2000). Atualmente, a vegetação remanescente apresenta-se

intensamente devastada, sendo que restam apenas pequenos e dispersos fragmentos florestais (São Paulo 2000).

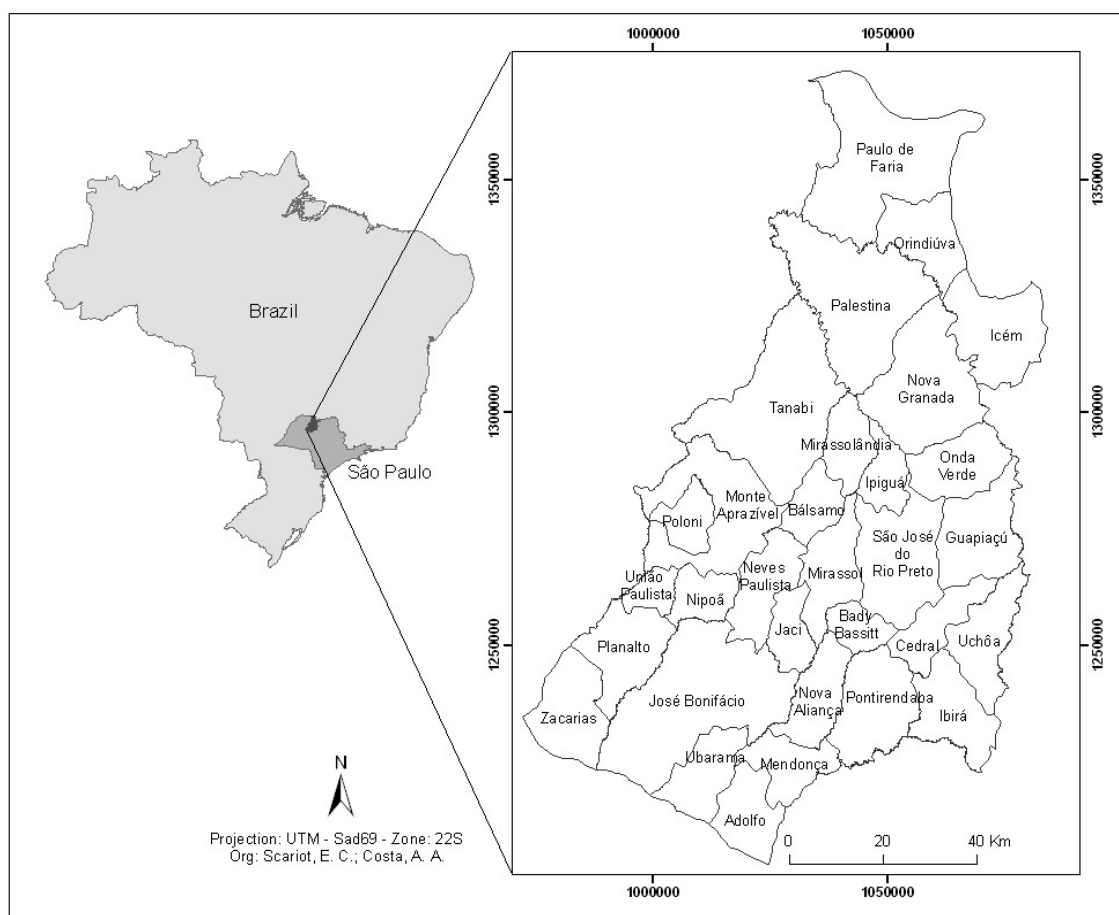


Figura 1 – Localização da área de estudo: municípios da região de São José do Rio Preto, noroeste do estado de São Paulo, Brasil.

De acordo com a Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados – SEAD (2007), a economia da região de São José do Rio Preto está baseada predominantemente na agropecuária, sendo os produtos mais significativos a cana-de-açúcar, a laranja, a carne bovina e o leite. A região apresenta-se intensamente irrigada, tendo municípios localizados nas seguintes unidades hidrográficas do Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos de São Paulo: Tietê/Batalha, Turvo/Grande, Baixo Pardo/Grande, São José dos

Dourados e Baixo Tietê, as quais apresentam os menores índices de vegetação natural remanescente do estado de São Paulo (Instituto Florestal, 2005).

No presente trabalho, procedeu-se ao levantamento retrospectivo das perícias ambientais realizadas pelo Núcleo de Perícias Criminalísticas de São José do Rio Preto (NPCSJRP) no período compreendido entre os anos de 2003 e 2009. O NPCSJRP está vinculado ao Instituto de Criminalística da Superintendência da Polícia Técnico-Científica do Estado de São Paulo, tendo, como atribuição, a realização de exames periciais em locais e em objetos relacionados com crimes. No levantamento de dados, foram analisados todos os laudos periciais referentes aos casos de degradação em áreas especialmente protegidas pela legislação ambiental. Cada um dos laudos foi examinado individualmente, sendo seu conteúdo avaliado quanto à natureza e localização georreferenciada da área degradada, a superfície total atingida, o estágio de desenvolvimento da vegetação, bem como a atividade causadora da degradação. Para a definição do estágio de regeneração da vegetação em florestas ripárias e remanescentes de floresta estacional, adotou-se a Resolução Conjunta SMA/IBAMA nº 1/94 (Brasil 1994).

As coordenadas geográficas da posição das áreas degradadas foram convertidas para o sistema de projeção cartográfica de base de dados – Sistema de Projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), escala 1:50.000, zona sul 22. Estabeleceu-se, ainda, uma área de influência com raio de dois quilômetros para cada ponto georreferenciado de áreas degradadas por agricultura, pecuária e depósito de inservíveis. O raio da área de influência foi escolhido arbitrariamente pela ausência de estudos prévios sobre o tamanho estimado de áreas de influência de impactos ambientais. Utilizando-se o programa *ArcGIS / ArcMap 9.3*, realizou-se a sobreposição entre o mapa de áreas de influência gerado e mapas base (*shapefile*) incluindo rede hidrográfica, rede rodoviária e remanescentes de vegetação.

Assim, comparou-se a densidade de rios, rodovias e cobertura vegetal utilizando análises realizadas através do programa *SigmaStat for Windows* (Fox *et al.* 1994).

Foram determinados, ainda, os padrões de distribuição espacial dos locais degradados por pecuária e por agricultura, empregando-se uma grade subdividida em 100 unidades amostrais sobreposta ao mapa com os pontos georreferenciados. O índice de dispersão (I) foi calculado pela relação entre a variância e a média do número de pontos em cada unidade amostral.

## RESULTADOS

Entre os anos de 2003 e 2009 foram realizadas 325 perícias criminais relacionadas com degradação de áreas especialmente protegidas pela legislação ambiental, sendo que tais degradações atingiram um total de 815,26 ha, correspondendo a aproximadamente 0,08% da superfície da região de São José do Rio Preto.

Da área total degradada, 590,07 ha (72,38%) estavam em áreas de preservação permanente, 178,29 ha (21,87%) em fragmentos florestais e 46,90 ha (5,75%) em reservas legais. Comparando-se os valores anuais de degradação, observou-se que a quantidade de crimes ambientais e a área total degradada mostraram-se variáveis ao longo do período estudado (Fig. 2).

Além disso, não houve correlação significativa entre o número de crimes ambientais e a superfície total degradada ( $r = 0,65$ ,  $p = 0,117$ ).

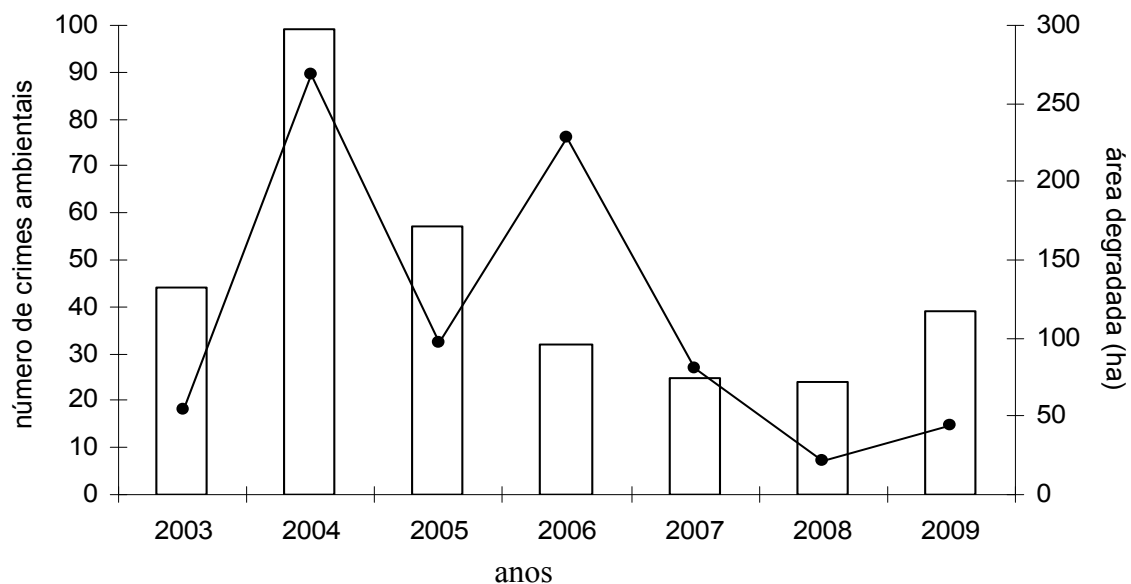


Figura 2 – Distribuição do número de crimes ambientais contra as áreas protegidas (barras) e a superfície total degradada (linha) ao longo do período entre 2003 e 2009 na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil.

Em relação às causas de degradação, foram identificadas seis categorias de ameaças antropogênicas (Tab. I).

Embora a agricultura tenha sido responsável pela maioria dos impactos (30,63%), a pecuária, tanto bovina (*Bos taurus*) quanto suína (*Sus scrofa domesticus*), causou a degradação de quase metade da área total atingida (49,14%).

Tabela I – Quantidade de crimes ambientais (n) e extensão da área atingida (ha) em relação à categoria de ameaça antropogênica e ao tipo de área natural protegida. Valores obtidos entre os anos de 2003 e 2009 na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo.

AMEAÇAS	ÁREAS NATURAIS PROTEGIDAS			
	ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE	FRAGMENTOS FLORESTAIS	RESERVAS LEGAIS	TOTAL
pecuária	n=87 289,97ha	n=20 82,88ha	n=0	n=107 372,85ha
agricultura	n=117 267,96ha	n=11 75,91ha	n=1 33,90ha	n=129 377,77ha
Fogo	n=12 12,09ha	n=5 18,72ha	n=1 13,00ha	n=18 43,81ha
repesamento	n=14 7,51ha	n=1 0,1ha	n=0	n=15 7,61ha
expansão urbana	n=26 7,05ha	n=2 0,68ha	n=0	n=28 7,73ha
depósito de inservíveis	n=28 5,49ha	n=0	n=0	n=28 5,49ha
<b>TOTAL</b>	<b>n=284 590,07ha</b>	<b>n=39 178,29ha</b>	<b>n=2 46,90ha</b>	<b>n=325 815,26ha</b>

A análise comparativa dos laudos revela que a agricultura desenvolvida nas áreas protegidas foi inicialmente destinada ao consumo local, porém, ao longo dos anos, houve aumento nas plantações de cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*) para a produção de etanol (Fig. 3).



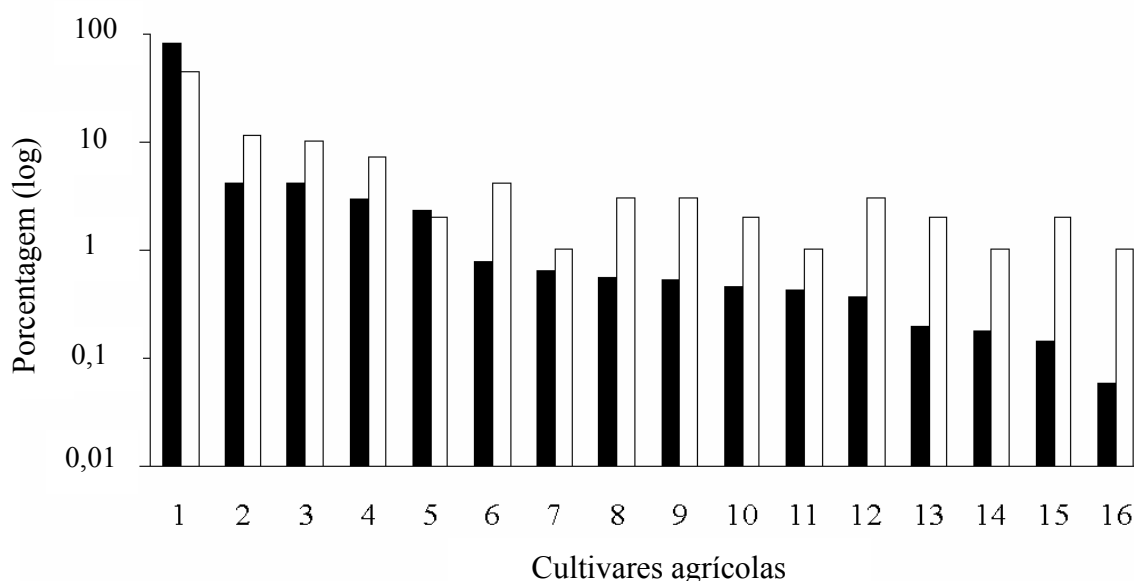


Figura 3 – Porcentagem de ocupação de cultivares agrícolas em áreas naturais protegidas na região de São José do Rio Preto entre os anos de 2003 e 2009. As barras brancas indicam a frequência relativa e as barras pretas indicam a área relativa. Os cultivares agrícolas são: 1. cana-de-açúcar (*Saccharum* sp), 2. milho (*Zea mays* L.), 3. citros (*Citrus* sp), 4. seringueira (*Hevea brasiliensis* Muell. et Arg.), 5. amendoim (*Arachis hypogea* L.), 6. hortaliças, 7. eucalipto (*Eucalyptus* sp), 8. capim elefante (*Pennisetum purpureum* Schum.), 9. sorgo (*Sorghum bicolor* Moench.), 10. mandioca (*Manihot esculenta* Crantz.), 11. soja (*Glycine max* Merr.), 12. arroz (*Oryza sativa* L.), 13. melancia (*Citrullus lanatus* Matsum. & Nakai), 14. morango (*Fragaria* sp), 15. feijão (*Phaseolus vulgaris* L.), 16. abóbora (*Cucurbita pepo* L.)

Além da pecuária e da agricultura, outros impactos foram registrados: fogo (causado por diferentes fatores), represamento (barreiras artificiais que impossibilitam ou dificultam o fluxo natural da água), expansão urbana (construção de quaisquer edificações) e depósito de inservíveis (acúmulo de resíduos geralmente provenientes de construção civil).

Em relação às áreas de influência, nos locais degradados por agricultura a densidade hidrográfica apresentou valores menores que os observados em locais degradados por pecuária ou por depósito de inservíveis (ANOVA,  $F = 5,64$   $p = 0,005$ , seguido por Holm-

Sidak, Fig. 4). Não houve diferença significativa na densidade hidrográfica das áreas de influência dos locais degradados por pecuária e por depósito de inservíveis ( $p < 0,05$ ).

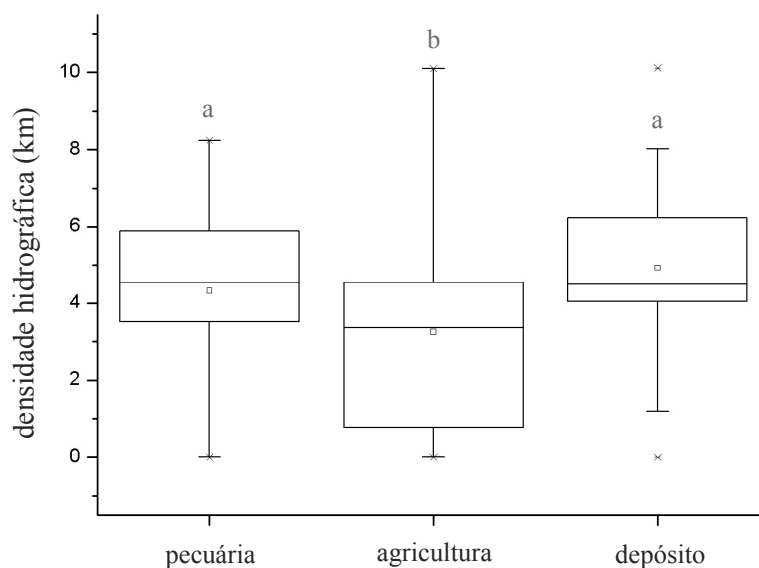


Figura 4 – Comparação entre os diagramas de caixa construídos a partir dos valores de densidade hidrográfica nas áreas de influência (raio de 2 km) de locais degradados por pecuária, por agricultura e por depósito de inservíveis em áreas naturais protegidas da região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, em levantamento realizado entre os anos de 2003 e 2009. Em cada diagrama de caixa: mediana (linha dentro da caixa), média (ponto dentro da caixa), quartis superior e inferior (respectivamente bordos superior e inferior da caixa), 1,5 x amplitude interquartil (linhas verticais) e valores atípicos, ou seja, maiores que 1,5 x amplitude interquartil (pontos fora da caixa). Letras distintas indicam diferenças estatísticas significativas.

A densidade rodoviária apresentou valores significativamente maiores nas áreas de influência de locais degradados por depósito de inservíveis (Kruskall-Wallis  $H = 12,969$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,002$ , seguido por Dunn; Fig. 5) do que os observados em locais degradados por pecuária ( $Q = 2,523$ ,  $p < 0,05$ ) e por agricultura ( $Q = 3,229$ ,  $p < 0,05$ ).

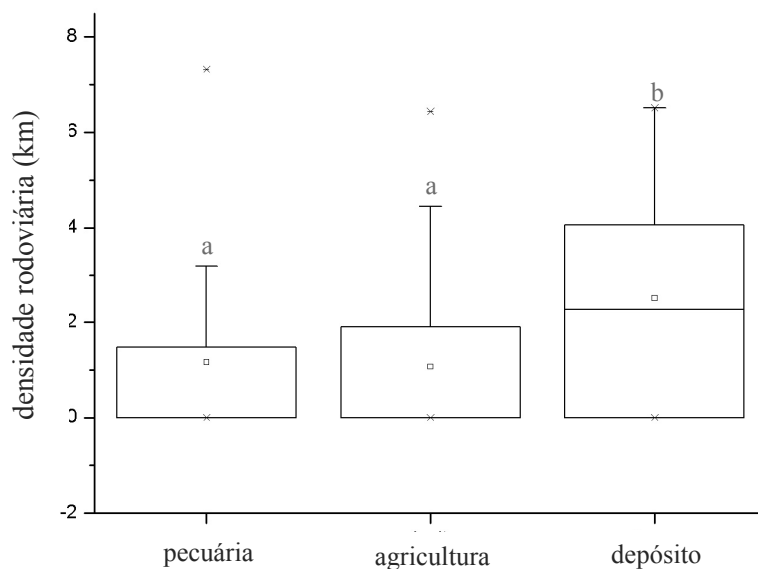


Figura 5 – Comparação entre os diagramas de caixa construídos a partir dos valores de densidade rodoviária nas áreas de influência (raio de 2 km) de locais degradados por pecuária, por agricultura e por depósito de inservíveis em áreas naturais protegidas da região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, em levantamento realizado entre os anos de 2003 e 2009. Em cada diagrama de caixa: mediana (linha dentro da caixa), média (ponto dentro da caixa), quartis superior e inferior (respectivamente bordos superior e inferior da caixa), 1,5 x amplitude interquartil (linhas verticais) e valores atípicos, ou seja, maiores que 1,5 x amplitude interquartil (pontos fora da caixa). Letras distintas indicam diferenças estatísticas significativas.

A densidade de vegetação remanescente foi significativamente diferente (Kruskal-Wallis  $H = 10,213$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,006$ , seguido por Dunn; Fig. 6) entre as área de influência de locais degradados por pecuária e por depósito de inservíveis ( $Q = 3,193$ ,  $p < 0,05$ ).

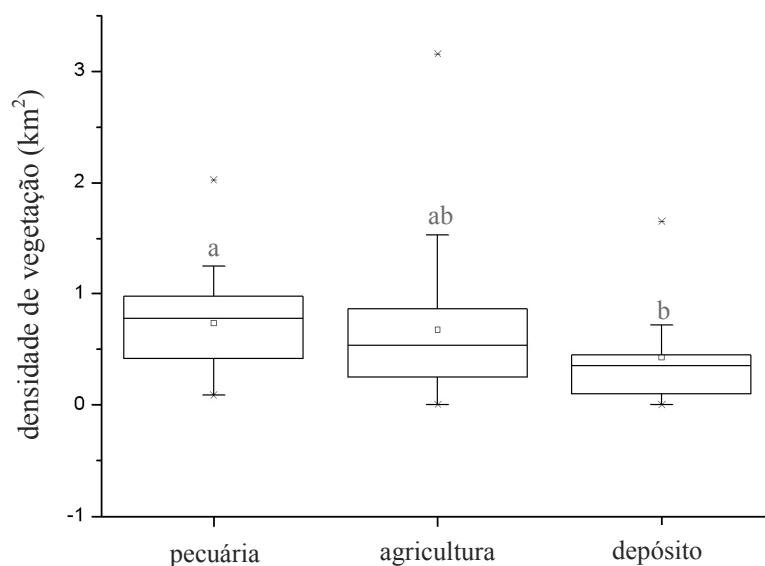


Figura 6 – Comparação entre os diagramas de caixa construídos a partir dos valores de densidade de vegetação remanescente nas áreas de influência (raio de 2 km) de locais degradados por pecuária, por agricultura e por depósito de inservíveis em áreas naturais protegidas da região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, em levantamento realizado entre os anos de 2003 e 2009. Em cada diagrama de caixa: mediana (linha dentro da caixa), média (ponto dentro da caixa), quartis superior e inferior (respectivamente bordos superior e inferior da caixa), 1,5 x amplitude interquartil (linhas verticais) e valores atípicos, ou seja, maiores que 1,5 x amplitude interquartil (pontos fora da caixa). Letras distintas indicam diferenças estatísticas significativas.

Independentemente da causa de degradação, a porcentagem de cobertura vegetal em cada área de influência foi relativamente baixa, com valores entre 0 e 43% da superfície da área. Com base no índice de dispersão, verificou-se que a distribuição espacial dos locais degradados por pecuária apresentava-se mais agregada ( $I = 9,00$ ) que aqueles degradados pela agricultura ( $I = 1,76$ ) (Fig. 7).

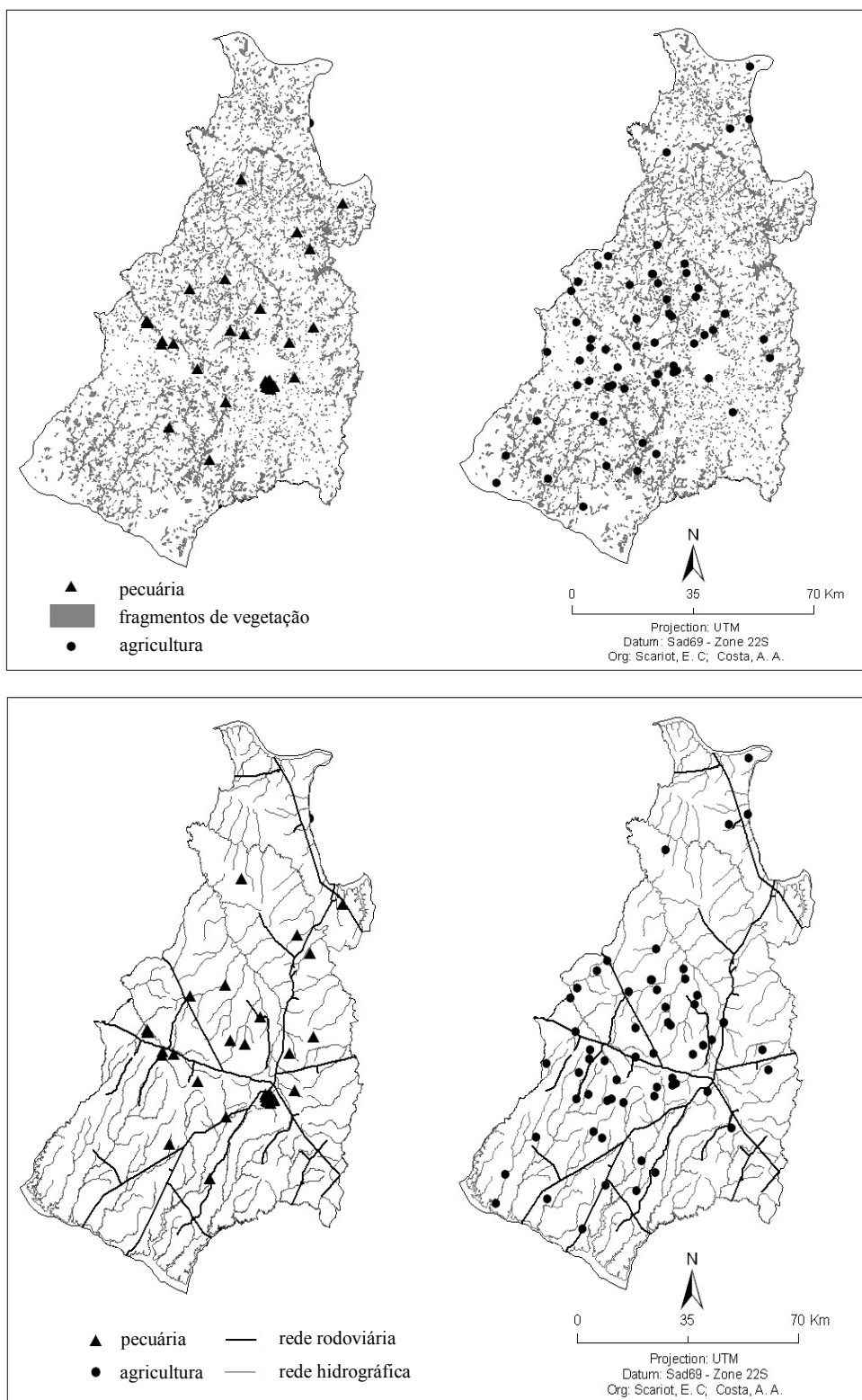


Figura 7 – Distribuição geográfica das áreas naturais degradadas por pecuária ( $n = 41$ , à esquerda) e por agricultura ( $n = 61$ , à direita) sobre as redes hidrográfica e rodoviária (superior) e sobre os remanescentes de vegetação (inferior) na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009.

Nos remanescentes de vegetação em áreas de preservação permanente houve predomínio do estágio pioneiro (Kruskal-Wallis  $H = 14,694$ ,  $p \leq 0,001$ , seguido por Tukey). Em contrapartida, os fragmentos florestais eram representados principalmente por vegetação em estágio médio de regeneração (Fig. 8).

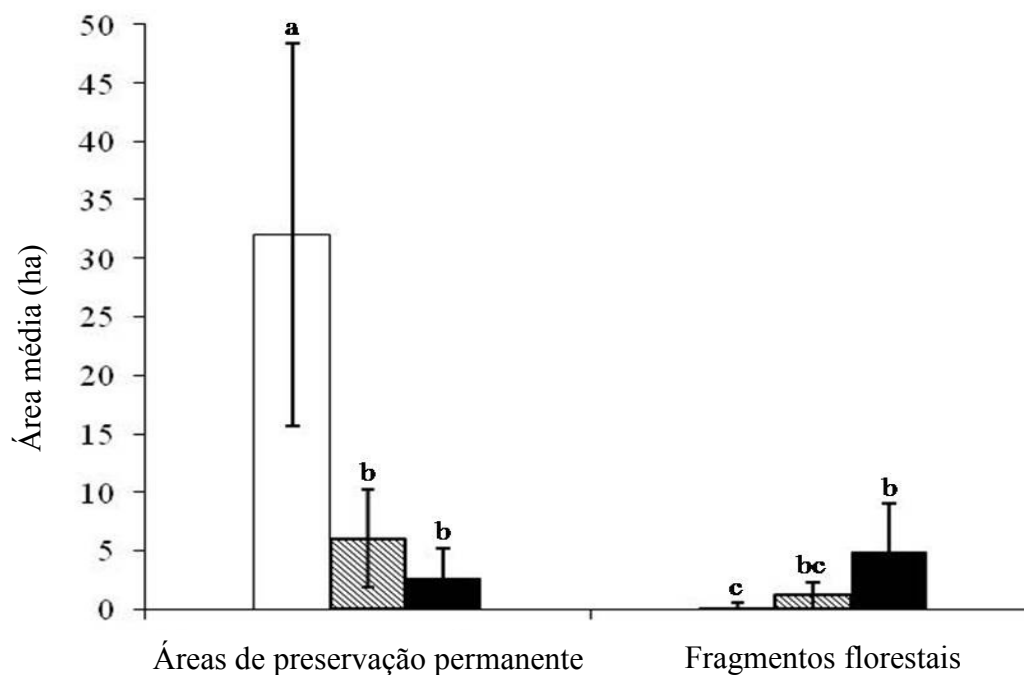


Figura 8 – Comparação da área ocupada por vegetação em diferentes estágios de regeneração em áreas de preservação permanente e fragmentos florestais relacionados com crimes ambientais na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009. As barras brancas representam o estágio pioneiro de regeneração, enquanto as barras cinza e preta representam, respectivamente, os estágios inicial e médio. As letras distintas indicam diferenças estatísticas significativas.

## DISCUSSÃO

Ainda que a legislação ambiental seja uma importante ferramenta para a conservação da biodiversidade, as áreas naturais estudadas estão sob intensa pressão das ameaças antropogênicas circundantes. Com elevada densidade populacional e constituindo a maior riqueza econômica do Brasil, o estado de São Paulo tem sido continuamente comprometido

pelas mudanças na cobertura do solo e por perdas da vegetação nativa. No ano de 1910, o estado apresentava 64,7% de sua área coberta por florestas primitivas e atualmente restam apenas 5% de área florestada, sendo que o desmatamento ocorreu, sobretudo, em função da exploração agrícola desordenada, não levando em consideração a capacidade de uso das terras, mas somente os fatores de pressão econômica (Bertolini & Lombardi-Neto, 1994).

O reduzido tamanho e a intensa fragmentação dos remanescentes da Floresta Atlântica já se mostram insuficientes para sobrevivência a longo prazo, exigindo urgente implementação de medidas de conservação e de ações de restauração que permitam mitigar a situação de ameaça (Ribeiro *et al.*, 2009).

Os dados obtidos na região de São José do Rio Preto indicam que os espaços especialmente protegidos pela legislação ambiental são ameaçados pelas atividades humanas circunvizinhas. A situação é ainda mais preocupante se considerado que a degradação anual total registrada em áreas protegidas está subestimada em relação à real extensão de danos, haja vista que os casos objetos de perícia criminal podem não representar a totalidade de degradações ambientais realmente existentes, restringindo-se tão somente àquelas que efetivamente chegaram ao conhecimento dos órgãos estatais de repressão penal, seja pela manifestação de particulares seja pelo esforço da fiscalização e policiamento ambientais.

A distribuição decrescente do número de crimes ambientais entre os anos de 2004 e 2008 na região de São José do Rio Preto pode sugerir, em princípio, uma resposta positiva em face da aplicação da lei penal vigente. No entanto, a degradação em áreas naturais enquadra-se, na maioria das vezes, no art. 48 da Lei nº 9.605/98 que define o crime de impedir ou dificultar a regeneração natural de florestas e demais formas de vegetação (Brasil 1998). Trata-se, conforme posicionamento jurisprudencial do Supremo Tribunal Federal (RHC nº 83.437-0 SP), de crime permanente, assim entendido como aquele em

que a consumação se prolonga no tempo, tendo, como principal característica, a possibilidade de o agente fazer cessar sua atividade delituosa. Assim, o registro do crime ambiental em determinado ano não significa, necessariamente, que os danos ambientais tenham sido perpetrados naquele mesmo ano. Logo, as diferenças no número de ocorrências podem refletir tão somente os níveis de intensidade da fiscalização por parte dos órgãos oficiais.

As práticas agropecuárias regionais que desconsideram os limites das áreas protegidas mostram-se nocivas e imediatistas ao atingirem predominantemente áreas de preservação permanente e, dessa forma, ameaçarem não apenas a biodiversidade como, ainda, a preservação dos recursos hídricos que são indispensáveis à manutenção de níveis economicamente viáveis de produtividade das próprias atividades agropecuárias.

A participação da cultura canavieira como principal responsável pela degradação nas áreas protegidas durante o período compreendido entre os anos de 2003 e 2009 coincide com a fase de rápida expansão das áreas cultivadas de cana-de-açúcar ocorrida na região administrativa de São José do Rio Preto. A área cultivada de cana-de-açúcar na região passou de 226500 ha em 2003/2004 para 568700 ha em 2008/2009, substituindo 43,6% da cobertura de áreas antes destinadas a outros cultivos agrícolas e 51,4% das áreas que eram ocupadas por pastagem voltada à pecuária extensiva. Isso ocorreu em resposta ao aumento na demanda de etanol para a frota de veículos automotores *flex fuel* que ingressaram no mercado brasileiro a partir de 2003 (Rudorff *et al.*, 2010).

Os biocombustíveis surgiram como alternativa ecológica aos combustíveis fósseis que são fontes de energia não-renováveis e cuja queima tem ocasionado o deslocamento de grandes quantidades de carbono para atmosfera, agravando o efeito estufa. No entanto, para que o rápido incremento na produção de matérias-primas para os biocombustíveis não ameace a biodiversidade, é necessário que as práticas agrícolas sejam ambientalmente



seguras (Groom *et al.*, 2008). Do ponto de vista ecológico, a substituição dos combustíveis fósseis justifica-se pela capacidade dos biocombustíveis em promover um balanço de carbono atmosférico negativo ou, pelo menos, neutro ao longo de todo ciclo de produção (Groom *et al.*, 2008). Todavia, as consequências negativas resultantes da rápida expansão das plantações de cana-de-açúcar podem comprometer as vantagens ambientais do etanol biocombustível sobre outras formas de combustível (Groom *et al.* 2008).

Considerando que a região de São José do Rio Preto abriga remanescentes de dois *hotspots* de biodiversidade (Floresta Atlântica e Cerrado), a expansão das plantações de cana-de-açúcar para a produção de combustível às custas da destruição de áreas ambientalmente relevantes promove perdas diretas na biodiversidade e favorece as emissões de gases de efeito estufa, anulando, portanto, as vantagens ecológicas deste combustível alternativo renovável.

Com mais de 500 milhões de toneladas anuais, o Brasil é o maior produtor mundial de cana-de-açúcar e de seus principais derivados: açúcar e etanol, sendo o estado de São Paulo responsável por mais da metade desta produção, o que torna o produto relevante para o desenvolvimento econômico do país (Goldemberg, 2007). Porém, para que não comprometa as metas ambientais de conservação da biodiversidade e de sustentabilidade dos recursos naturais, é necessário que a produção de cana-de-açúcar para o mercado interno seja submetida às mesmas exigências impostas pelas certificações sócio-ambientais de países importadores em potencial.

Em grande parte, fundadas nos modelos de manejo insustentáveis, as práticas agropecuárias exploratórias e imediatistas promovem a contínua redução da qualidade do solo. Com isso, a manutenção dos altos níveis de produtividade econômica exigem a implementação de insumos (fertilizantes, herbicidas, pesticidas e culturas geneticamente modificadas), ou, ainda, a expansão da superfície de plantio para as áreas de preservação.

Estudos acompanhados pela *Food and Agriculture Organization of United Nations* (2011), apontam que a degradação do solo tem aumentado em gravidade e extensão, provocando diminuição da produtividade agrícola, aumento das migrações, insegurança alimentar, prejuízos a recursos e ecossistemas básicos e a perda de biodiversidade genética e de espécies, com reflexos negativos, inclusive, nas mudanças climáticas do planeta. A escassez de terras produtivas aliada ao desconhecimento da população em geral acerca das funções dos ecossistemas naturais consolidam o discurso de que a preservação de espaços naturais representa um entrave ao desenvolvimento agrícola e econômico do país, incentivando-se, em razão disso, alterações legislativas que enfraquecem os instrumentos jurídicos de proteção ambiental, tal como se observa com a recente reforma do Código Florestal brasileiro (Metzger *et al.*, 2010, Nazareno *et al.*, 2011). Mesmo que comprovada a desnecessidade de ampliação das áreas de cultivo agrícola frente à demanda de alimentos e biocombustíveis (Brançalion & Rodrigues 2010).

Nos fragmentos florestais estudados prevaleceu o estágio médio de regeneração natural da vegetação, uma vez que a caracterização dos fragmentos florestais exige que estejam justamente neste estágio de regeneração, não podendo, salvo raras exceções, ser identificados em estágios menos avançados. O bosqueamento, que consiste na supressão da vegetação arbustiva de subosque com o objetivo de permitir o acesso e livre trânsito do gado, constituiu uma das formas mais frequentes de degradação dos fragmentos florestais remanescentes. Nas formações florestais em estágio médio de regeneração, os danos ambientais ocorreram justamente pelo livre acesso do gado bovino que, mediante pisoteio e forrageio, provocam a compactação do solo, a supressão dos estratos herbáceo e arbustivo, bem como a eliminação do banco de plântulas, prejudicando, dessa forma, a dinâmica sucessional das formações florestais degradadas. Entretanto, enquanto alguns estudos sugerem que o pastoreio do gado afeta negativamente a biodiversidade (Wassie *et*

*al.* 2009; De Souza *et al.* 2010; Reiner & Craig 2011), outros, baseados principalmente em pesquisas conduzidas em campos de gramíneas, argumentam que o pastoreio promove um regime de perturbação benéfico pela remoção de espécies invasoras e o estabelecimento de plântulas de espécies nativas (DiTomaso 2000; Harrison 1999; Hayes & Holl 2003; Stohlgren *et al.* 1999; Marty 2005).

A prevalência de áreas protegidas em estágio pioneiro de regeneração natural é indicativo de que tais áreas encontram-se intensamente exploradas em virtude do longo histórico de perturbações contínuas. Por isso, são profundamente desequilibradas, possivelmente apresentando solos pobres e desprovidos de banco de sementes ou, quando presentes, constituídos de espécies irrelevantes à conservação. Baseando-se na análise da composição do banco de sementes sob diferentes usos do solo em área de domínio ciliar, Gasparino *et al.* (2006) afirmam que a capacidade e a velocidade de regeneração de áreas originalmente cobertas por vegetação ciliar dependem do histórico de ocupação destas áreas.

Em grande parte, as áreas de preservação permanente analisadas na região de São José do Rio Preto suportam biomassa vegetal de pequeno porte e de baixa diversidade, representada por espécies herbáceas e arbustivas quase sempre invasoras de ambientes perturbados, haja vista que os municípios da região estão inseridos em unidades hidrográficas com os menores índices de vegetação natural remanescente, de acordo com o Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo (Instituto Florestal 2005). Esta baixa densidade de vegetação nas adjacências das áreas degradadas sugere que mesmo que as atividades antrópicas sejam abandonadas, os locais perturbados apresentarão profundas dificuldades de regeneração natural da vegetação nativa a partir de propágulos oriundos de remanescentes de entorno. O baixo potencial regenerativo em áreas naturais protegidas e em suas adjacências tem sido comumente observado em fragmentos de

florestas tropicais (Weisberg & Bugmann 2003) e de savanas (Tobler *et al.* 2003, Courtois *et al.* 2004), nas quais o pastoreio afeta o desenvolvimento e a sobrevivência de plântulas (Garcia *et al.* 2000; Pollock *et al.* 2005).

A compactação do solo decorrente do pisoteio do gado aliado ao empobrecimento do banco de sementes resultante da ausência de fontes de propágulos representam barreiras para a regeneração natural das florestas e demais formas de vegetação (Leck *et al.* 1989). Com a permanência do gado bovino nas áreas protegidas, o pastoreio contínuo ocasiona um estado de perturbação permanente, de modo a interromper o ciclo reprodutivo das espécies de plantas nativas e, por isso, impedir o avanço da sucessão ecológica (Noble & Slatyer 1980).

A presença de rodovias constitui uma ameaça direta à biodiversidade tanto pelo tráfego de veículos e pelas emissões de gases quanto pelo aumento do acesso de pessoas às regiões nas quais as áreas naturais estão inseridas. As principais consequências negativas da presença humana nas proximidades de áreas naturais são o empobrecimento da biodiversidade causada pelo aumento da caça ilegal ou pelo risco de deflagração de incêndios florestais e, ainda, a contaminação da água e do solo em função do depósito de inservíveis (Forman & Alexander 1998).

Os depósitos de inservíveis são constituídos principalmente por resíduos sólidos provenientes da construção civil transportados por caminhões. Em razão disso, as áreas degradadas por esta atividade encontram-se dispostas principalmente nas adjacências de rodovias, justificando, assim, a maior densidade de malha viária nas suas áreas de influência. Diferentemente, as atividades de agricultura e pecuária desenvolvem-se em locais com distância superior a dois quilômetros das rodovias e com acesso por vias de trânsito não pavimentadas, conforme corroboram os padrões de distribuição geográfica das áreas degradadas por tais atividades.

Em 1997, apenas 25% das zonas ripárias apresentavam-se bem preservadas em bacias hidrográficas do estado de São Paulo, sendo o restante substituído por pastagens e plantações (Silva *et al.* 2007). Na condição de ecótonos, as florestas ripárias ou matas ciliares desempenham função reguladora na transferência de matéria e de energia entre os ecossistemas terrestres e aquáticos (Barrela *et al.* 2001; Cornell 2001). Portanto, quando presentes e limítrofes a áreas perturbadas, são capazes de prevenir ou minimizar a movimentação de sedimentos provenientes dos processos erosivos (Addiscott 1997).

Analisando as bases científicas do Código Florestal, Metzger (2010) aponta a conservação da biodiversidade como um dos fatores mais limitantes na definição das larguras mínimas das áreas de preservação permanente. Nesse sentido, entende que o predomínio de degradações em tais áreas que avançam até os limites marginais dos corpos d'água pode promover intensa fragmentação na paisagem, impedindo ou dificultando a formação de corredores para o fluxo de animais entre os remanescentes florestais.

Além de restringir o deslocamento da fauna pela fragmentação da paisagem, a substituição da cobertura das áreas de preservação permanente por vegetação predominantemente herbácea diminui a resistência do ambiente às perturbações externas. Logo, os danos ambientais decorrentes da ocupação por atividades agropecuárias não se restringem a dificultar ou a impedir a regeneração natural da vegetação nativa, mas, ainda, sobrecarregam o volume de sedimentos e de eventuais contaminantes que, conduzidos aos corpos hídricos, afetam negativamente a estrutura das comunidades bióticas aquáticas. Por isso, a supressão ou a alteração nas florestas ripárias ocasionam consequências ecológicas negativas que afetam não apenas a comunidade vegetal, mas também a comunidade animal tanto da própria floresta quanto dos corpos hídricos adjacentes. Por esta razão, o uso agrícola das terras tem sido identificado como fonte primária do excesso de nutrientes, da sedimentação generalizada e da poluição em rios de diferentes regiões do planeta (Riseng

*et al.*, 2011). Em virtude de seus impactos ambientais, a exploração agrícola representa a forma de perturbação que exige maior tempo para a recuperação da comunidade vegetal nativa e das funções ambientais do ecossistema (Jones & Schimitz 2009).

O assoreamento do canal com a conseqüente redução do volume e fluxo d'água provocam, por exemplo, o favorecimento de espécies não-nativas e generalistas com habilidades para consumir detritos orgânicos (Rocha *et al.*, 2009, Casatti *et al.*, 2009). A degradação de zonas ripárias está relacionada à diminuição das composições taxonômica e funcional de comunidades ictiofaunísticas de bacias hidrográficas da área de estudo (Casatti *et al.* 2009, Casatti *et al.* 2012). Em cultivo de cana-de-açúcar na bacia hidrográfica do rio Jacaré-Guaçu, estado de São Paulo, foram observadas maiores concentrações de metais e de compostos organoclorados nos córregos com margens destituídas de vegetação ripária quando comparadas àqueles com margens florestadas (Corbi *et al.*, 2006).

Como a maior freqüência de danos ambientais na região de São José do Rio Preto ocorreu em áreas de preservação permanente localizadas nas adjacências de ambientes lóticos e como a presença de corpos hídricos representa condição indispensável à manutenção dos cultivares agrícolas, infere-se que os baixos valores de densidade hidrográfica observados nas áreas de influência degradadas pela agricultura decorrem do fato de que tais áreas estão localizadas predominantemente às margens de canais de primeira ordem que, em virtude de suas reduzidas dimensões, não estão representados na escala do mapa temático hidrográfico utilizado nas análises (1:50.000).

Tendo em vista que a perda de florestas ripárias prejudica a manutenção dos serviços ambientais e da biodiversidade, a substituição das áreas de preservação permanente por pastagens ou cultivos agrícolas configura uma situação alarmante. As áreas de preservação permanente estão, em grande parte, inseridas em propriedades rurais privadas, de modo

que, em virtude de suas condições propícias, tais áreas são constantemente sujeitas às pressões exercidas pela expansão agrícola estimulada por um mercado consumidor que ainda não demonstra perfil de sustentabilidade. A falta crônica de controle governamental sobre as terras públicas e sobre os usos de terras privadas é uma tendência institucional histórica no Brasil que afeta profundamente a eficácia da legislação ambiental contemporânea (Drummond & Barros-Platiau 2006).

A conservação da biodiversidade não se sustenta apenas na definição de áreas naturais protegidas pela legislação ambiental e pelo controle repressivo eventual exercido pelos órgãos oficiais de fiscalização, mas depende do desenvolvimento e implantação de projetos de manejo (Margules & Pressey 2000). A garantia de vigência da legislação ambiental que define espaços especialmente protegidos depende da capacidade de acompanhamento de suas condições, de uma governança localmente mais estrita, da aplicação eficaz da lei, assim como de adaptações do setor agrícola voltadas aos mercados certificados, nos quais a legalidade das operações constitui requisito primário (Sparovek *et al.* 2010).

Ocorre que as áreas de preservação estão sob administração pública e não admitem o uso privado em atividades agrícolas convencionais (Sparovek *et al.* 2010). Nesse sentido, as limitações administrativas fundadas na função social da propriedade e impostas pela legislação ambiental ao proprietário de terra acabam por implicar ônus individual em favor de benefícios coletivos, comprometendo a viabilidade jurídica de manutenção das áreas protegidas, sobretudo em função das limitações de gestão impostas pela deficiência de recursos humanos e financeiros do Estado.

O uso ilegal de áreas de preservação permanente e de reservas legais é generalizado no Brasil, indicando que a legislação vigente não atinge os objetivos de proteção dos

recursos hídricos e da vegetação nativa em propriedades rurais privadas (Sparovek *et al.* 2010).

A eficácia jurídica na contenção do processo degradativo de espaços especialmente protegidos pressupõe que a legislação ambiental deva reservar tratamento diferenciado entre áreas de domínio privado e as de domínio público, no sentido de reconhecer que os conflitos de interesse entre o desenvolvimento econômico e a conservação dos recursos naturais em áreas de domínio privado são fortemente influenciados pelas forças de mercado (West *et al.* 2006; Naughton-Treves *et al.* 2005). A ausência de manejo é identificada como principal causa de ineficiência protetiva das áreas naturais em países tropicais (Bruner *et al.* 2001).

As dificuldades de manutenção das áreas protegidas no contexto de ambientes ocupados por matrizes agrícolas aprofundam-se na medida em que os modelos atuais de conservação baseados na mobilização comunitária, biodiversidade, serviços ambientais e ações *top-down* são inapropriadas às paisagens agropastoris na Floresta Atlântica e no Cerrado (Brannstrom 2001). As contradições emergem do fato de que enquanto a política de conservação dos recursos hídricos estimula a participação regional de diferentes atores sociais em comitês de gerenciamento, a política de conservação das florestas obriga os usuários das terras a se relacionar individualmente com o Estado (Brannstrom 2001).

Os fatores sociais e econômicos têm sido considerados elementos-chave no sucesso das estratégias de conservação (Ghimire & Pimbert 1997), de tal modo que os planos de manejo precisam identificar os principais problemas no contexto de um sistema sócio-ecológico (Berkes 2004). Uma das opções tem sido abandonar o modelo centralizado de manejo de recursos e adotar o modelo participativo (Holling & Meffe 1996) como, por exemplo, a promoção do uso sustentável dos recursos florestais inseridos em propriedades privadas, desde que, evidentemente, o aproveitamento econômico dos recursos naturais das



áreas de preservação permanente não comprometa os objetivos para os quais tais áreas foram legalmente instituídas.

Como a conservação dos recursos hídricos está entre as principais funções ambientais das áreas de preservação permanente, a definição e o monitoramento de tais espaços devem estar contextualizados no plano de manejo das bacias hidrográficas, possibilitando maior participação representativa dos proprietários de terra no sistema de gerenciamento das unidades hidrográficas. Com isso, o produtor rural abandona a condição de antagonista e assume papel ativo e sinérgico nos projetos de conservação dos recursos naturais.

Paralelamente, tem-se demonstrado que a criação de incentivos econômicos e fiscais pode atuar como eficiente instrumento na conservação de recursos naturais (Kremen *et al.* 2000). A viabilidade econômica de manutenção das áreas de preservação permanente e reservas legais em propriedades privadas vincula-se à expectativa de que os benefícios gerados pelas ações de conservação sejam significativamente maiores que os decorrentes de exploração das terras pela atividade agropecuária ou qualquer outra modalidade de exploração comercial.

Atualmente, a legislação tributária vigente já exclui as áreas de proteção ambiental na base de cálculo do imposto sobre a propriedade territorial rural (art. 10, § 1º, II, da Lei Federal nº 9.393/96). Entretanto, ainda que os incentivos locais sejam importantes, os incentivos em escala nacional e global são essenciais para o sucesso dos esforços de conservação na medida em que os benefícios superam os custos nas escalas de decisões relevantes (Kremen *et al.*, 2000).

Os incentivos econômicos à conservação das áreas protegidas em propriedades privadas devem se fundamentar na valoração econômica dos bens e serviços ambientais. As áreas de preservação permanente conservadas atuam positivamente na manutenção dos

corpos hídricos, exercendo papel ecológico fundamental na disponibilidade de água de boa qualidade às populações humanas. Razoável, portanto, que os serviços ambientais promovidos pelas florestas ripárias sejam devidamente valorados e acrescidos às tarifas cobradas pelo fornecimento de água, de tal modo que os valores arrecadados sejam repassados aos proprietários de terras em áreas de preservação permanente na exata proporção da área preservada de floresta ripária.

Nesta perspectiva, tem emergido estratégias de conservação fundadas no pagamento por serviços ambientais (Teixeira 2012). De acordo com a síntese conceitual proposta por Wunder *et al.* (2009), o pagamento por serviços ambientais (PSA) consiste em transação voluntária na qual um serviço ambiental bem definido, ou uma forma de uso da terra que possa assegurar este serviço, é comprado por, pelo menos, um comprador de, pelo menos, um provedor, sob a condição de que o provedor garanta a provisão deste serviço.

No Brasil, destaca-se o programa “Produtor de Água” de iniciativa da Agência Nacional de Águas (ANA), um programa voluntário de controle da poluição difusa rural dirigido prioritariamente a bacias hidrográficas de importância estratégica para o país (Agência Nacional de Águas 2008). Voltado à diminuição dos processos de erosão e de assoreamento dos mananciais em áreas rurais, o programa “Produtor de Água” não apenas fornece apoio técnico e financeiro a produtores rurais para a execução de ações de conservação da água e do solo, como, ainda, prevê o pagamento de incentivos àqueles que, comprovadamente, contribuam com a proteção e a recuperação de mananciais, gerando benefícios para a bacia hidrográfica e a população (Agência Nacional de Águas 2013). Os pagamentos são proporcionais aos benefícios ambientais gerados pelas práticas ou manejos implantados na propriedade, no que diz respeito ao abatimento de sedimentação nos corpos d’água da bacia (Agência Nacional de Águas 2008).

Um dos exemplos notáveis deste programa ocorre no município de Extrema que está localizado no sul do estado de Minas Gerais e é integrante da sub-bacia dos rios Jaguari e Jacareí, responsável por grande parte do volume de água destinada ao abastecimento da região metropolitana de São Paulo pelo Sistema Cantareira (Kfouri & Favero 2011). Implantado em 2005, o projeto “Conservador das Águas” do município de Extrema tem obtido excelentes resultados na adoção de práticas conservacionistas e na recuperação de áreas de vegetação degradadas (Pereira *et al.* 2010). O projeto tem a parceria do Instituto Estadual de Florestas do Estado de Minas Gerais (IEF-MG) e da organização não-governamental *The Nature Conservancy* (TNC) e se baseia na utilização de recursos municipais para o pagamento de incentivos aos produtores rurais atuantes na adequação ambiental de suas propriedades (Kfouri & Favero 2011).

Há que se considerar, ainda, que, no plano internacional, o Brasil é signatário do Protocolo de Quioto que foi ratificado em agosto de 2002 e promulgado pelo Decreto nº 5.445/05 (Brasil 2005). O Protocolo de Quioto está em vigência internacional desde 16 de fevereiro de 2005 e o comércio de créditos de carbono tem se apresentado como oportunidade única para a restauração da biodiversidade. Para isso, o aperfeiçoamento das instituições públicas precisa avançar no sentido de facilitação do mercado das reduções certificadas de emissões e da viabilização do comércio de créditos de carbono tanto pelos produtores rurais mantenedores de áreas de preservação permanente quanto por aqueles que optam pela restauração ecológica das áreas degradadas.

O contínuo processo de degradação das áreas protegidas e os movimentos de flexibilização dos dispositivos legais de proteção conclamam pela urgente elaboração e implantação de políticas públicas mais efetivas frente à célere perda de biodiversidade, já que apenas as sanções impostas pela legislação ambiental não se mostram suficientemente eficazes.

## CONCLUSÕES

O aumento da demanda de terra para produção de alimentos e de biocombustíveis representa um dos maiores desafios à preservação dos recursos naturais no Brasil. Ainda que os espaços especialmente protegidos pela legislação ambiental desempenhem papel fundamental na conservação da diversidade biológica e, conseqüentemente, na manutenção dos bens e serviços ambientais, tais áreas têm sido degradadas pelo avanço de ameaças antropogênicas cujas características são determinadas pela economia da região em que as áreas estão inseridas.

As práticas agropecuárias da região de São José do Rio Preto e, principalmente, a expansão da cultura canavieira, desconsideram os limites das áreas protegidas, revelando-se nocivas e imediatistas ao atingirem, sobretudo, áreas de preservação permanente e, dessa forma, comprometerem não apenas a biodiversidade como, ainda, a preservação dos recursos hídricos que são indispensáveis à manutenção de níveis economicamente viáveis de produtividade das próprias atividades agropecuárias.

A proteção jurídica e as penalidades impostas pela legislação ambiental revelam-se insuficientes a garantir a conservação de áreas naturais protegidas, principalmente quando inseridas em propriedades privadas, exigindo, para o sucesso das estratégias conservacionistas, o desenvolvimento e a implantação de projetos de manejo participativos.

## AGRADECIMENTOS

A Celso Barbosa, diretor técnico do Núcleo de Perícias Criminalísticas de São José do Rio Preto, por permitir acesso aos laudos relacionados com perícias criminais ambientais. A Giordano Chioceti e a Eliziane Carla Scariot pelas sugestões de tratamento dos dados georreferenciados e pelo auxílio no mapeamento e na análise das áreas de

influência dos locais degradados. A Rafael Xavier pelo apoio nas análises estatísticas dos dados.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ab'Saber, A.N. (2003) Os domínios da natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. São Paulo: Ateliê editorial.
- Addiscott, T. M. (1997) A critical review of the value of buffer zone environments as a pollution control tool. In: Buffer zones: Their processes and potential in water protection. ed. N.E. Haycock, T.P. Burt, K.W.T. Goulding, G. Pinay, pp. 236-243. Edgewater: Smithsonian Environmental Research Center.
- Agência Nacional de Águas (2008) Manual Operativo do Programa Produtor de Água. Brasília: ANA, 60p.
- Agência Nacional de Águas (2013) Produtor de Água. Disponível em: <http://www2.ana.gov.br/Paginas/projetos/ProgramaProdutorAgua.aspx>. Acesso em: 9 abr 2013.
- Alho, C. J. R. (2008) The value of biodiversity. *Brazilian Journal of Biology* 68: 1115-1118.
- Barrela, W., Petrere-Júnior, M., Smith, W.S., Montag, L.F. (2001) As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: R.R. Rodrigues, H.F. Leitão-Filho. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. EDUSP, FAPESP: São Paulo, p. 187-207.
- Bensusan, N. (2006) *Conservação da biodiversidade em áreas protegidas*. Rio de Janeiro: FGV.
- Berkes, F. (2004) Rethinking community-based conservation. *Conservation Biology* 18: 621-630.
- Bertolini, D., Lombardi-Neto, F. (1994) Embasamento técnico do programa estadual de microbacias hidrográficas. In: *Manual técnico de manejo e conservação de solo e água*. ed. F. Lombardi-Neto, M.I. Drugowich., vol. I. Campinas: CATI. 15p.

- Brancalion, P.H.S.; Rodrigues, R.R. (2010). Implicações do cumprimento do Código Florestal vigente na redução de áreas agrícolas: um estudo de caso da produção canavieira no Estado de São Paulo. *Biota Neotropica* 10(4): 63-66.
- Brasil (1965) Lei Federal nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o Código Florestal. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l4771.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l4771.htm)>. Acesso em: 06 março 2013.
- Brasil (1988) Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, Senado, 1988.
- Brasil (1994) Resolução CONAMA nº 1, de 31 de janeiro de 1994. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, v. 132, n. 24, p. 1684, 3 fev. 1994. Seção 1.
- Brasil (1998) Lei Federal nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l9605.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm)>. Acesso em: 06 março 2013.
- Brasil (2005) Decreto nº 5.445, de 12 de maio de 2005. Promulga o Protocolo de Quioto à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, aberto a assinaturas na cidade de Quioto, Japão, em 11 de dezembro de 1997, por ocasião da Terceira Conferência das Partes da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2004-2006/2005/Decreto/D5445.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2005/Decreto/D5445.htm)>. Acesso em: 9 abril 2013.
- Brasil, Supremo Tribunal Federal (2008) Recurso Ordinário em Habeas Corpus nº 83.437-0 SP. Relator: Min. Joaquim Barbosa. Brasília, DF.
- Bruner, A.G.; Gullison, R.E.; Rice, R.E.; Fonseca, G.A.B. (2001) Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291: 125–128.

- 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* 632:273-83.
- 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.
- Corbi, J. J., Strixino, S.T., Santos, A., Grande, M.D. (2006) Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). *Química Nova* 29: 61-65.
- Cornell, D.L. (2001) Buffer zones and water quality protection: general principles. In: *Buffer zones: their processes and potential in water protection*. ed. N.E. Haycock, T.P. Burt, K.W.T. Goulding, G. Pinay. pp-7-20. Edgewater: Smithsonian Environmental Research Center.
- Courtois D.R., Perryman B.L., Hussein H.S. (2004) Vegetation change after 65 years of grazing and grazing exclusion. *Journal of Range Management* 57:574–582.
- De Souza, I.F.; Souza, A.; Pizo, M.A. (2010) Using tree population size structures to assess the impacts of cattle grazing and eucalypts plantations in subtropical South America. *Biodiversity and Conservation* 19: 1683-1698.
- DiTomaso, J.M. (2000) Invasive weeds in rangelands: species, impacts, and management. *Weed Science* 48:255–265.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. *The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW): managing systems at risk*. London: FAO/UN; 2011.
- Forman, R.T.T., Alexander, L.E. (1998) Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231.



- Fox, E., Kuo, J., Tilling, L., Ulrich, C. (1994) User's manual – SigmaStat: statistical software for windows. Germany: Jandel.
- Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados (2007) Região Administrativa de São José do Rio Preto [WWW document]. URL: <http://www.seade.gov.br/produtos/iprs/analises/RASJRiopreto.pdf>.
- Garcia D, Zamora R, Hodar JA, Gomez JM, Castro J (2000) Yew (*Taxus baccata* L.) regeneration is facilitated by fleshy-fruited shrubs in Mediterranean environments. *Biological Conservation* 95:31–38.
- Gasparino D, Malavasi UC, Malavasi MM, Souza I. Quantificação do banco de sementes sob diferentes usos em área de domínio ciliar. *Rev Árvore* 2006, 30(1):1-9.
- Ghimire, K.B. & Pimbert, M.P. (1997) *Social Change and Conservation: Environmental Politics and Impacts of National Parks and Protected Areas*. London, UK: Earthscan: 224 pp.
- Goldenberg, J. (2007) Ethanol for a sustainable energy future. *Science* 315: 808-810.
- Groom, M. J., Gray E. M., Townsend, P. A. (2008) Biofuels and biodiversity: principles for creating better policies for biofuel production. *Conservation Biology* 22:602-609.
- Jones, H.P.; Schimitz, O.J. (2009) Rapid recovery of damaged ecosystems. *Rapid Ecosystem Recovery* 4(5): 1-6.
- Kfourri, A.; Favero, F. (2011) Projeto Conservador das Águas passo a passo: uma descrição didática sobre o desenvolvimento da primeira experiência de pagamento por uma prefeitura municipal do Brasil. Brasília: The Nature Conservancy, 58p.
- Köppen, W.; Geiger, R. (1936) *Handbuch der klimatologia*. Gerdrulier Borntraeger. v. 1 Part C, Berlin.

- Kremen, C., Niles, J. O., Dalton, M. G., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., Fay, J. P., Grewal, D. and Guillery. 2000. Economic incentives for rain forest conservation across scales. *Science* 288: 1828-1832.
- Leck, M.A., Parker, T.V., Simpson, R.L. (1989) *Ecology of soil seed banks*. New York: Academic Press.
- Hayes, G. F., Holl, K. D. (2003) Cattle grazing impacts on annual forbes and vegetation composition of mesic grasslands in California. *Conservation Biology* 17:1694–1702.
- Harrison, S. (1999) Native and alien species diversity at the local and regional scales in a grazed California grassland. *Oecologia* 121:99– 106.
- Holling, C.S., Meffe, G.K. (1996) Command and control and the pathology of natural resource management. *Conservation Biology* 10: 328-337.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2009) *Cidades@* [WWW document]. URL: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?>
- Instituto Florestal. *Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/Imprensa Oficial; 2005.
- Margules, C.R.; Pressey, R.L. (2000) Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Marty, J.T. (2005) Effects of cattle grazing on the diversity in ephemeral wetlands. *Conservation Biology* 19: 1626-1632.
- Medeiros, R.; Irving, M.; Garay, I. (2004) Proteção da Natureza no Brasil: evolução e conflitos de um modelo em construção. *Revista de Desenvolvimento Econômico*, 5: 83-93.
- Metzger JP. O Código Florestal tem base científica? *Natureza & Conservação* 2010, 8(1):92-99.

- Metzger, J. P., Lewinsohn, T. M., Joly, C. A., Verdade, L. M., Martinelli, A. and Rodrigues, R. R. 2010. Brazilian law: full speed in reverse? *Science* 329: 276-277.
- Myers, N., Mittermeier, R.A, Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A., Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Naughton-Treves, L., Buck-Holland, M., Brandon, K. (2005) The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annual Review of Environment and Resources* 30:219-252.
- Nazareno, A., Feres, J. M., Carvalho, D., Sebbenn, A. M., Lovejoy, T. E. and Laurance, W. F.. 2011. Serious new threat to brazilian forests. *Conservation Biology* 26: 5-6.
- Noble, I.R.; Slatyer, R.O. (1980) The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43: 5-21.
- Pereira, P.H.; Cortez, B.A.; Trindade, T.; Mazochi, M.N. (2010) *Conservador das Águas: 5 anos*. Extrema, MG: Departamento de Meio Ambiente, 127p.
- Pimm, S.L.; Raven (2000) Extinction by numbers. *Nature* 403: 843-845.
- Pimm, S.L.; Russell, G.J.; Gittleman, J.L.; Brooks, T.M. (1995) The future of biodiversity. *Science* 269, 347-350.
- Pollock, M.L., Milner, J.M., Waterhouse, A., Holland, J.P., Legg, C.J. (2005) Impacts of livestock in regenerating upland birch woodlands in Scotland. *Biological Conservation* 123:443–452.
- Reiner, R.; Craig, A. (2011) Conservation easements in California Blue Oak Woodlands: testing the assumption of livestock grazing as a compatible use. *Natural Areas Journal* 31: 408-413.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1142-1143.

- Riseng, C. M., Wiley, M.J., Black, R.W., Munn, M. D. (2011) Impacts of agricultural land use on biological integrity: a causal analysis. *Ecological Applications* 21: 3128-3146.
- Rocha, F.C., Casatti, L., Carvalho, F.R., Silva, A.M. Fish assemblages in stream stretches occupied by cattail (*Typhaceae*, *Angiospermae*) stands in Southeast Brazil. *Neotrop Ichthyol* 2009, 7(2):241-50.
- Rudorff, B. F. T., Aguiar, D. A., Silva, W. F., Sugawara, L. M., Adami, M., Moreira, M. A. (2010) Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo State (Brazil) using landsat data. *Remote Sensing* 2: 1057-1076.
- São Paulo (2000) Atlas das unidades de conservação ambiental do Estado de São Paulo. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente.
- Sparovek, G., Berndes, G., Klug, I.F., Barretto, A.G.O.P. (2010) Brazilian agriculture and environmental legislation: status and future challenges. *Environmental Science and Technology* 44: 6046-6053.
- Silva, A. M., Nalon, M. A., Kronka, F. J. N., Álvares, C. A., Camargo, P. B., Martinelli, L. A. (2007) Historical land-cover/use in different slope and riparian buffer zones in watersheds of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola* 64:325-35.
- Stohlgren, T.J., Schell, L.D., Vanden Heuvel, B. (1999) How grazing and soil quality affect native and exotic plant diversity in Rocky Mountain grasslands. *Ecological Applications* 9:45–64.
- Tanizaki K., Silva, M.G., Penna-Firme, R.P.F., Brown, F., Meirelles, M.S.P. (2005) Aspectos sócio-ambientais associados à distribuição de florestas remanescentes de Mata Atlântica do Rio de Janeiro. [WWW document]. URL: <http://www.seb-ecologia.org.br/viiceb/listasimposiopaisagem.html>
- Teixeira, C.G. (2012) Preservação de nascentes: o pagamento por serviços ambientais ao pequeno ruralista provedor. Belo Horizonte: Folium, 236p.

- Teresa, F.B., Casatti, L. (2012) Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish* 21: 433-442.
- Tobler, M.W., Cochard, R., Edwards, P.J. (2003) The impact of cattle ranching on large-scale vegetation patterns in a coastal savanna in Tanzania. *Journal of Applied Ecology* 40:430-444.
- Viana, V.M., Tabanez, A.J. (1996) Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: Schelhas, J., Greenberg, R. *Forest patches, tropical landscapes*. Washington: Island, 632p. 151-167.
- Vitousek, P.M.; Mooney, H.A.; Lubchenco, J.; Melillo, J.M. (1997) Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.
- Wassier, A.; Sterck, F.J.; Teketay, D. (2009) Effects of livestock exclusion on tree regeneration in church forests of Ethiopia. *Forest Ecology and Management* 257: 765-772.
- Weisberg, P.J.; Bugmann, H. (2003) Forest dynamics and ungulate herbivory: from leaf to landscape. *Forest Ecology and Management* 181: 1-12.
- West, P., Igoe, J., Brockington, D. (2006) Parks and peoples: the social impact of protected areas. *Annual Review of Anthropology* 35:251-277.
- Wunder, S.; Börner, J.; Tito, M.R.; Pereira, L. (2009) *Pagamento por serviços ambientais: perspectivas para a Amazônia Legal*. Brasília: MMA, 144p.

Fig. 4b-

## **CAPÍTULO 2**

**A eficácia do controle penal das atividades de pesca predatória  
na conservação da ictiofauna autóctone**

A EFICÁCIA DO CONTROLE PENAL DAS ATIVIDADES DE PESCA PREDATÓRIA  
NA CONSERVAÇÃO DA ICTIOFAUNA AUTÓCTONE

ALEXANDRE AUGUSTO COSTA<sup>1</sup> & DALVA MARIA DA SILVA MATOS<sup>2\*</sup>

1 – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, Rod. Washington Luiz, Km 235, Caixa Postal 676, CEP 13565-905, São Carlos, Brasil.

2 – Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Hidrobiologia, Rod. Washington Luiz, Km 235, Caixa Postal 676, CEP 13565-905, São Carlos, Brasil.

RESUMO – No Brasil, a repressão penal das atividades de pesca consideradas lesivas ao meio ambiente está fundada na Lei Federal nº 9.605/98 que criminaliza a pesca em períodos proibidos ou em lugares interditados pelo órgão competente, assim definidos os atos de pesca como todo ato tendente a retirar, extrair, coletar, apanhar, apreender ou capturar espécies dos grupos de peixes, crustáceos, moluscos e vegetais aquáticos, suscetíveis ou não de aproveitamento econômico. Optou a legislação ambiental por definir a pesca como crime de perigo com estrita dependência a normas administrativas e que não faz distinção entre as espécies autóctones e não-autóctones. O presente trabalho teve por objetivo avaliar se a técnica de estruturação típica adotada pela lei de crimes ambientais no controle da pesca predatória constitui ferramenta eficaz na preservação da ictiofauna autóctone na região de São José do Rio Preto, noroeste do estado de São Paulo, área com extensa rede hidrográfica e submetida a contínuas ameaças antropogênicas. Entre os anos de 2003 e 2009, houve 696 apreensões relacionadas com pesca predatória, sendo que tais apreensões atingiram um total de 18.641 espécimes de peixes, 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. 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 ( $t=10,13$ ;  $df=12$ ;  $p=0,01$ ) com valores significativamente superiores apenas nos meses de fevereiro, março, maio, outubro, novembro e dezembro (teste Kruskal-Wallis;  $H=75,96$ ;  $p<0,05$ ). Durante o período estudado, foram identificados dez tipos de petrechos utilizados na pesca predatória, com prevalência das redes de espera (64,53%) dotadas de malhas com dimensões inferiores às permitidas. Os resultados sugerem que a técnica de tutela da legislação ambiental mostra-se eficaz 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.



ABSTRACT – In Brazil, the prosecution of fishing activities deemed harmful to the environment is based on the Federal Law 9.605/98 criminalizing fishing periods or in places prohibited interdicted by the competent authorities, so the fishing acts are defined as any act tending to remove, extract, collect, catch, apprehend or capture specimens of groups of fish, aquatic crustaceans, molluscs and vegetables, susceptible or not to economic exploitation. Environmental legislation opted for defining fishing by a crime of danger with strict reliance on administrative rules and that does not distinguish between autochthonous and non-autochthonous species. The current study was designed to evaluate whether the typical structuring technique adopted by environmental crimes law to control overfishing constitutes effective tool in preserving autochthonous fish fauna in the region of São José do Rio Preto, northwest of the state of São Paulo, a region with a broad hydrographic network and subjected to continuous anthropogenic threats. Since 2003 until 2009, we reported 696 arrests related to overfishing, and such seizures reached a total of 18,641 specimens of fish, of which 13,695 (73.47%) autochthonous, 4112 allochthonous (22.06%) and 834 (4.47%) exotics, reaching biomass approximate 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 over the years studied ( $t = 10.13$ ,  $df = 12$ ,  $p < 0.05$ ) with values significantly higher only in the months of February, March, May, October, November and December (Kruskal-Wallis test,  $H = 75.96$ ,  $p < 0.05$ ). During the study period, we identified ten types of fitting equipment used in fishing, 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 is effective in controlling the activities of fishing, mainly due to the prevalence of non-selective means of capture and the high incidence of autochthonous specimens.

## INTRODUÇÃO

Ainda que contenham uma fração relativamente pequena da água disponível no planeta, os ambientes de água doce representam uma fonte valiosíssima de recursos naturais (Dodds 2002; Rebouças 2006). Os corpos hídricos correntes desempenham papel crítico no contínuo ciclo hidrológico e no fluxo de minerais e nutrientes das terras altas para as baixas e, eventualmente, para os mares (Tundisi *et al.* 2006). Constituem fontes de água potável ou para a agropecuária, rotas de transporte e de remoção de resíduos, bem como meio de obtenção de energia renovável (Dudgeon *et al.* 2006). Em função disso, a sobrevivência e manutenção de todas as aglomerações humanas, desde a menor vila à maior metrópole, são intimamente dependentes da água doce e, não raro, corrente (Allan & Flecker 1993).

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 *et al.* 1997).

Há que se considerar, ainda, que 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 35.500 espécies (Froese & Pauly 2007). 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 *et al.* 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). Os crescentes impactos promovidos pelas atividades de pesca ilegal exigem a urgente intervenção de todos os instrumentos possíveis de controle. Por esta razão, a

conscientização acerca dos impactos da sobrepesca em comunidades ictiofaunísticas tem inspirado a elaboração de normas jurídicas voltadas à conservação dos recursos naturais de ecossistemas aquáticos.

No Brasil, a repressão penal das atividades de pesca consideradas lesivas ao meio ambiente está fundada no artigo 34 da Lei Federal nº 9.605/98 que criminaliza a pesca em períodos proibidos ou em lugares interditados pelo órgão competente. O artigo 36 da mesma lei define como pesca todo ato tendente a retirar, extrair, coletar, apanhar, apreender ou capturar espécimes dos grupos de peixes, crustáceos, moluscos e vegetais aquáticos, suscetíveis ou não de aproveitamento econômico (Brasil 1998).

Ocorre que, apesar dos avanços da legislação penal como instrumento na proteção do meio ambiente ecologicamente equilibrado, as técnicas de estruturação típica adotadas pela lei de crimes ambientais têm recebido algumas críticas, sendo que três aspectos mais relevantes são objetos de especial atenção. O primeiro aspecto controverso diz respeito ao fato de que o dispositivo que coíbe a pesca predatória configura-se como crime de perigo já que, ao punir a mera tendência do agente no sentido de praticar as ações previstas no tipo, antecipa a consumação do delito para os atos preparatórios do *iter criminis*, sem que haja, obrigatoriamente, a efetiva captura dos organismos aquáticos.

Outro aspecto relevante do tipo penal diz respeito ao objeto material do crime de pesca. Diferentemente dos atos de caça (art. 29, Lei Federal nº 9.605/98) em que a proteção jurídica se restringe às espécies da fauna silvestre (art. 29, §3º, Lei Federal nº 9.605/98), os atos de pesca não fazem qualquer distinção entre a fauna nativa e a não-nativa, fato que, em princípio, pode parecer prejudicial aos objetivos precípuos da legislação ambiental, já que as espécies alienígenas em nada contribuem com a integridade ecológica dos ambientes naturais e, não raras vezes, ainda prejudicam as espécies indígenas.

Finalmente, um terceiro aspecto refere-se à acessoriedade administrativa, assim entendida como a dependência da norma penal incriminadora a outras disposições legais ou regulamentares de natureza administrativa. No caso específico, para a tipicidade do delito, é necessário que o período proibido ou o lugar interdito à pesca assim o sejam por força de ato administrativo do órgão competente. Para Figueiredo (2008), o recurso legislativo a figuras típicas construídas sob o modelo da acessoriedade administrativa entra em tensão com o princípio constitucional da reserva legal, na medida em que a formulação de normas penais em branco retira do legislador penal o poder de determinar os limites da atuação proibida, deixando-o a cargo da Administração Pública.

Ocorre que, além das discussões jurídico-dogmáticas, 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 aplicação da lei na persecução dos crimes ambientais. O presente trabalho teve, por objetivo, avaliar se a técnica de estruturação típica adotada pela lei de crimes ambientais no controle da pesca predatória constitui ferramenta eficaz na preservação da ictiofauna autóctone em área com intensa rede hidrográfica e submetida a contínuas ameaças antropogênicas.

## 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 (Fig. 1), localizada no noroeste do estado de São Paulo e perfazendo um total de 9.705Km<sup>2</sup> com aproximadamente 751.476 habitantes (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2009).

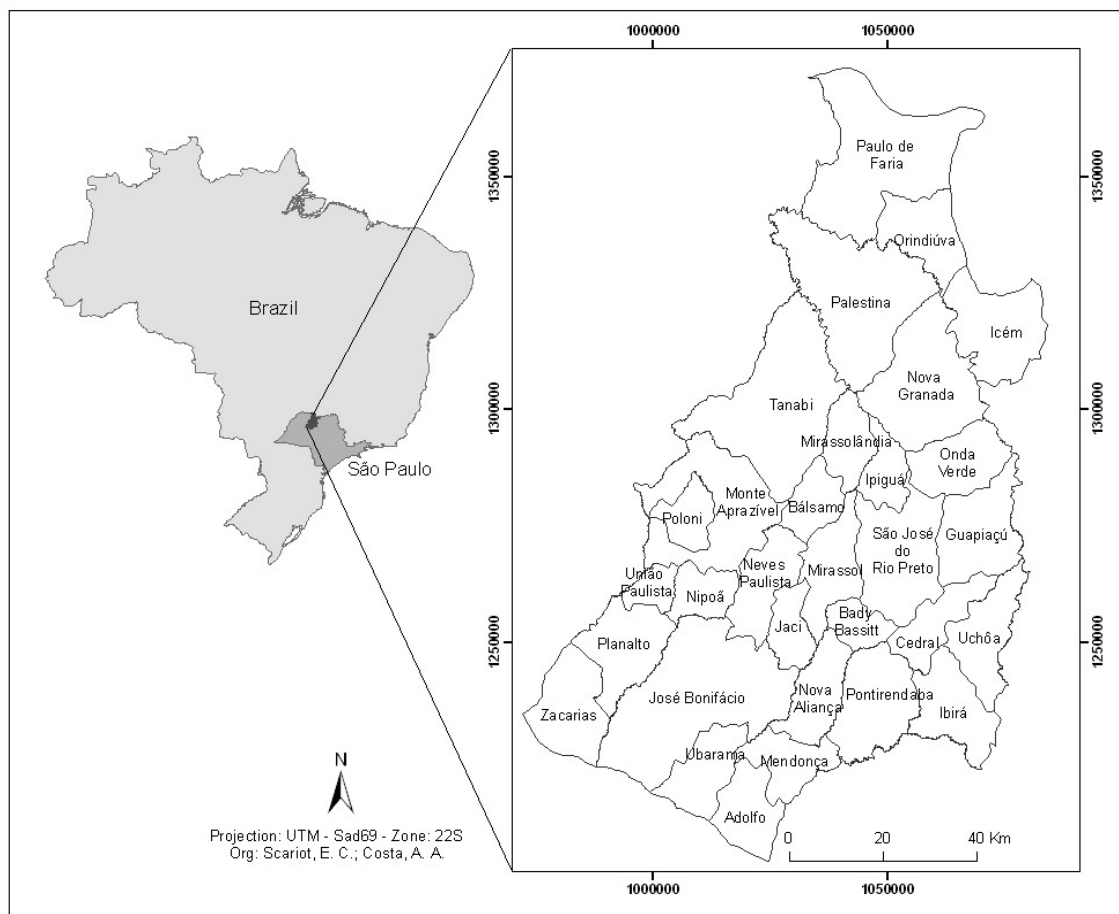


Figura 1 – Localização da área de estudo: municípios da região de São José do Rio Preto, noroeste do estado de São Paulo, Brasil.

Segundo dados do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo (CIIAGRO 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 ( $\pm 0,73^\circ\text{C}$ ) em fevereiro e 21°C ( $\pm 0,99^\circ\text{C}$ ) em julho (Fig. 2). A região apresenta, portanto, clima tropical de savana com chuvas de verão (Aw), de acordo com a classificação proposta por Köppen-Geiger (1936).

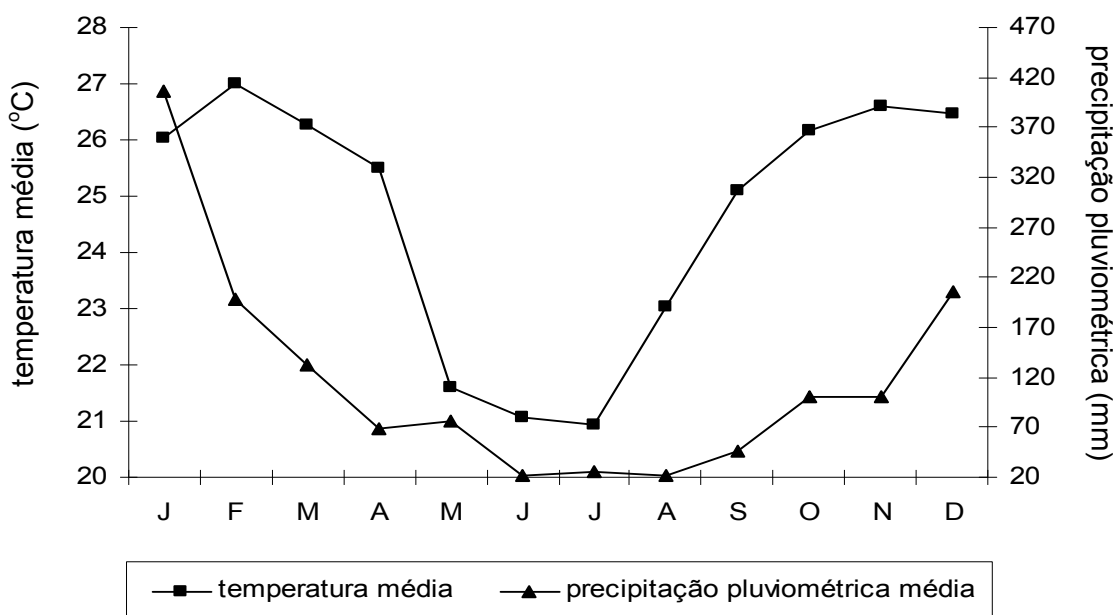


Figura 2 – Valores médios mensais das temperaturas médias (°C) e da precipitação pluviométrica (mm) entre os anos de 2003 e 2009 na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, segundo dados do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas (CIIAGRO) da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo.

A hidrografia da área de estudo está inserida no sistema do Alto rio Paraná componente da Bacia Platina (Bonetto 1996), sendo delimitada, ao norte, pelo rio Grande, e, ao sudoeste, pelo rio Tietê. Além disso, apresenta-se intensamente irrigada pelo rio Preto, rio Turvo, rio São José dos Dourados e seus respectivos tributários, atingindo as unidades hidrográficas de 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 – UGHRI proposto pelo art. 4º, da Lei Estadual nº 9.034/94 (Brasil 1994). Tais unidades hidrográficas apresentam os menores índices de vegetação natural remanescente do Estado de São Paulo (Instituto Florestal 2005).

No presente trabalho, procedeu-se ao levantamento casuístico retrospectivo a partir dos autos de infração ambiental emitidos pela Polícia Militar Ambiental do Estado de São Paulo entre os anos de 2003 e 2009. Os dados foram obtidos em pesquisa na base de dados 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 predatória e, em cada documento, coletadas informações sobre a data, local, quantidade, biomassa e espécie dos exemplares apreendidos, bem como os petrechos utilizados na captura dos peixes. 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 art. 5º da Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente nº 30/05 (Brasil 2005).

Com base em Langeani *et al.* (2007), distinguiu-se as espécies segundo a origem em autóctones, alóctones e exóticas em relação à região hidrográfica do Alto Paraná. Foram consideradas espécies exóticas aquelas provenientes de outro continente ou de outra região biogeográfica e espécies alóctones as provenientes de outras bacias hidrográficas em um mesmo continente (Smith *et al.* 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 *et al.* 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 Companhia Energética de São Paulo (2006).

## RESULTADOS

Na pesca predatória na região de São José do Rio Preto foram capturadas 34 espécies, distribuídas em 27 gêneros, 12 famílias e 4 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 (Tabela I). Entre os autóctones, foram capturadas 10

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 I – Espécies capturadas com pesca predatória 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
CHARACIFORMES						
Anostomidae						
<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
Characidae						
<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

(cont.)

Tabela I – continuação

Espécie	nome comum	origem	M	A	AR	IC
Erythrinidae						
<i>Hoplias</i> spp	traíra	autóctone	S	P	1,47	4,31
Parodontidae						
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	durinho	autóctone	C	D	1,50	0,72
Prochilodontidae						
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	corimba	autóctone	L	D	10,45	24,86
GYMNOTIFORMES						
Gymnotidae						
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	tuvira	autóctone	S	C	5,50	2,16
PERCIFORMES						
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
SILURIFORMES						
Callichthyidae						
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	caborja	autóctone	S	C	0,12	0,57
Claridae						
<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	bagre africano	exótica	C	P	1,80	4,74
Loricariidae						
<i>Hypostomus</i> spp	cascudo	autóctone	S	D	8,97	12,64
Pimelodidae						
<i>Pimelodus</i> spp	mandi	autóctone	L	O	5,85	15,95
<i>Pinirampus pirinampu</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

Entre os anos de 2003 e 2009, houve 696 apreensões relacionadas com pesca predatória, sendo que tais apreensões atingiram um total de 18.641 espécimes de peixes, 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.

Os valores totais de quantidade e de biomassa de peixes capturados em pesca predatória 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 ( $t=10,13$ ;  $df=12$ ;  $p=0,01$ ).

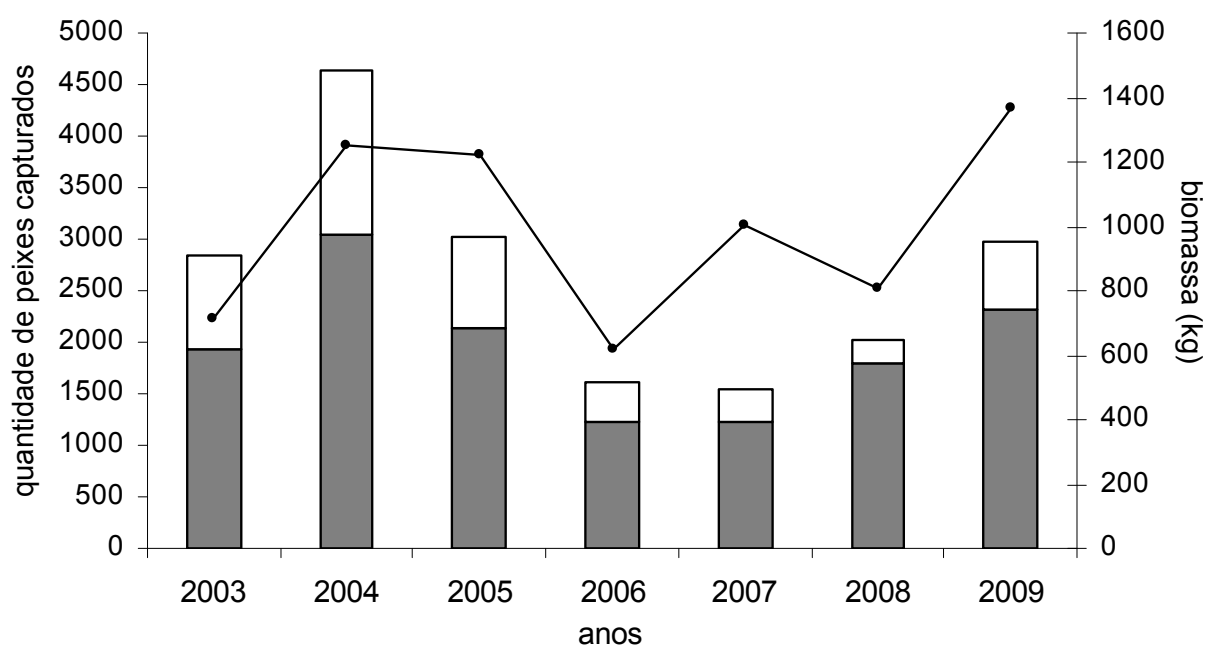


Figura 3 – Distribuição anual da biomassa (linha) e da quantidade de peixes (barras) autóctones (cinza) e não-autóctones (branco) capturados em pesca predatória na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009.

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).

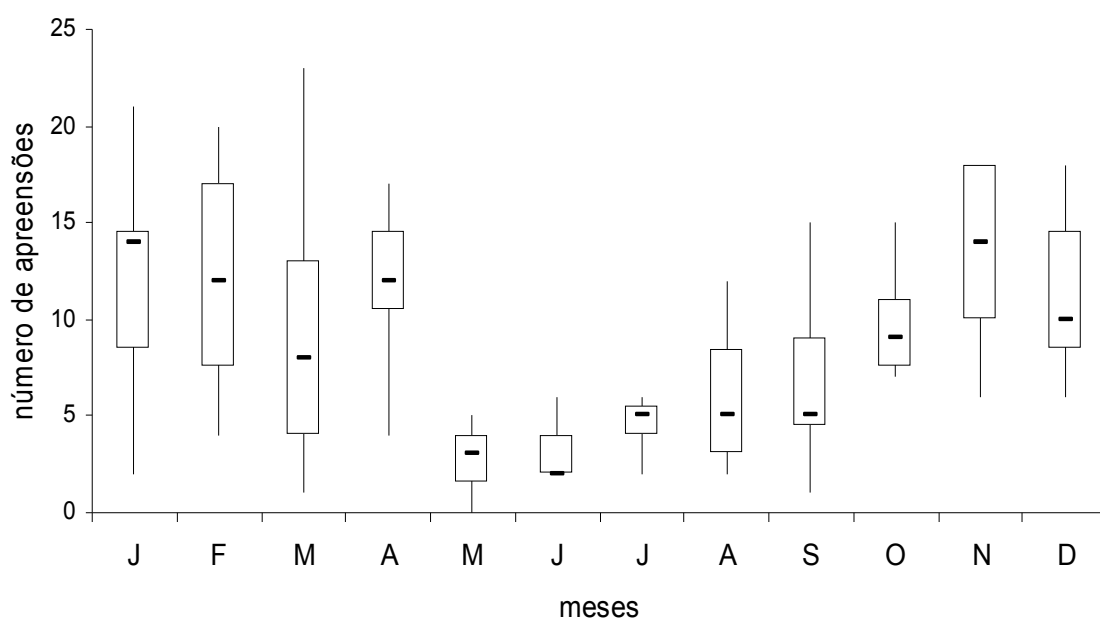


Figura 4 – Comparação entre os diagramas de caixa construídos a partir dos valores mensais de apreensões relacionadas com pesca predatória na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009. Em cada diagrama de caixa: mediana (linha dentro da caixa), quartis superior e inferior (respectivamente bordos superior e inferior da caixa) e 1,5 x amplitude interquartil (linhas verticais). Letras distintas indicam diferenças estatísticas significativas.

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 predatória foi significativamente

superior à quantidade de espécies não-autóctones nos meses de fevereiro, março, maio, outubro, novembro e dezembro (teste de Kruskal-Wallis;  $H=75,96$ ;  $p<0,05$ ).

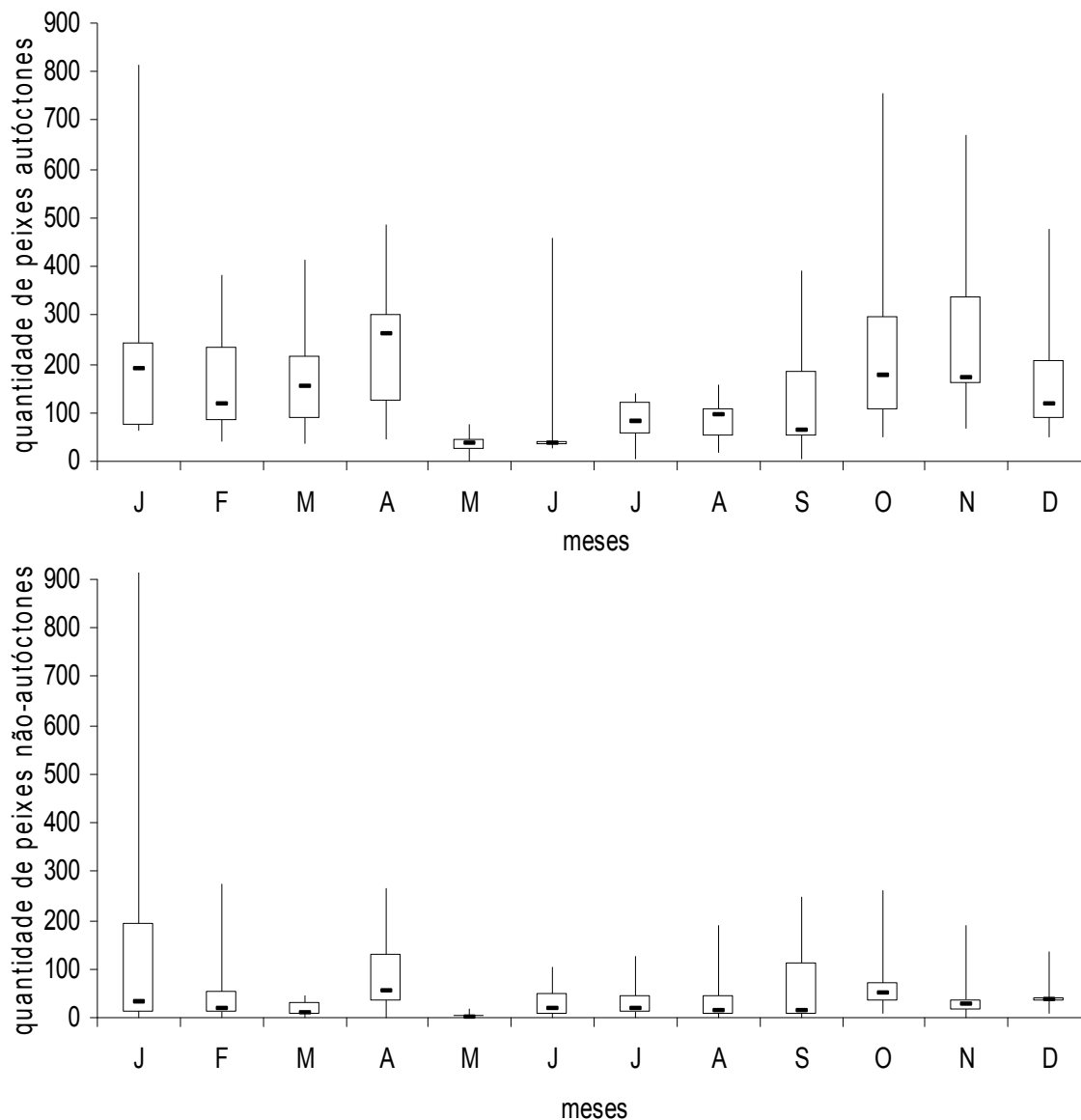


Figura 5 – Comparação entre os diagramas de caixa construídos a partir dos valores de quantidades de peixes de espécies autóctones (superior) e não-autóctones (inferior) capturados em pesca predatória na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009. Em cada diagrama de caixa: mediana (linha dentro da caixa), quartis superior e inferior (respectivamente bordos superior e inferior da caixa) e 1,5 x amplitude interquartil (linhas verticais). Letras distintas indicam diferenças estatísticas significativas.

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 (Tabela II).

Tabela II – 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 predatória 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	<b>0,92</b>	0,82	0,40	0,69	
biomassa	0,79	0,79	0,24		
não-autóctones	0,49	0,57			
autóctones	0,89				

Em relação aos hábitos alimentares, as espécies não-autóctones foram representadas por sete onívoros e três piscívoros, já as espécies autóctones por três detritívoros, cinco herbívoros, cinco onívoros e 11 carnívoros, dos quais sete piscívoros. A distribuição de abundância relativa entre os diferentes hábitos alimentares revela a predominância de peixes onívoros entre as espécies autóctones enquanto nas alóctones há prevalência de piscívoros (Fig. 6).

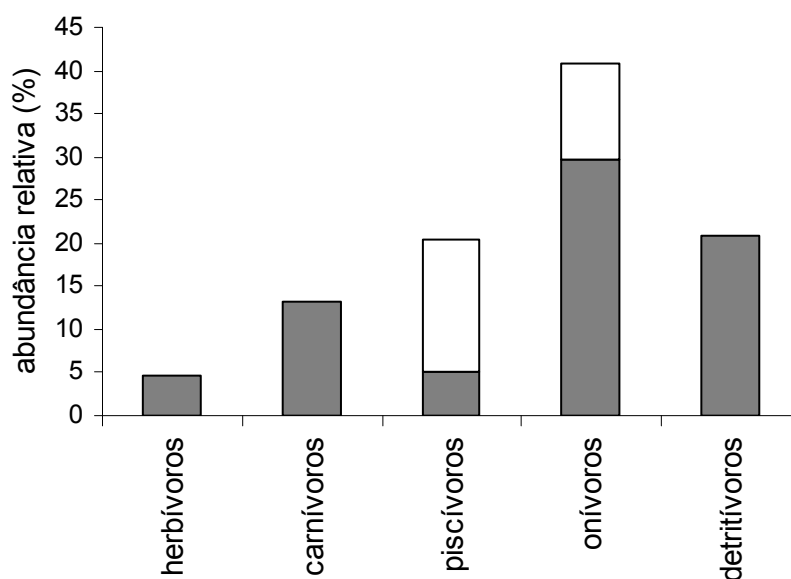


Figura 6 – Distribuição das abundâncias relativas das espécies autóctones (cinza) e não-autóctones (branco) em relação aos hábitos alimentares de peixes capturados em pesca predatória na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009.

Analisando-se a variação na abundância relativa das três espécies mais representativas ao longo dos anos de estudo, verificou-se que as duas espécies autóctones foram muito abundantes no ano de 2003, mas apresentaram declínio até 2005, sendo que, durante este período, *Leporinus friderici* sempre atingiu maior abundância relativa do que *Prochilodus lineatus*. Porém, no ano de 2006, *Prochilodus lineatus* atingiu o pico de 25% dos espécimes capturados na pesca predatória, enquanto, neste mesmo ano, *Leporinus friderici* obteve a menor abundância relativa dos anos estudados. A partir de 2007, tais espécies retomaram abundância semelhante aos anos anteriores a 2006 (Fig. 7).



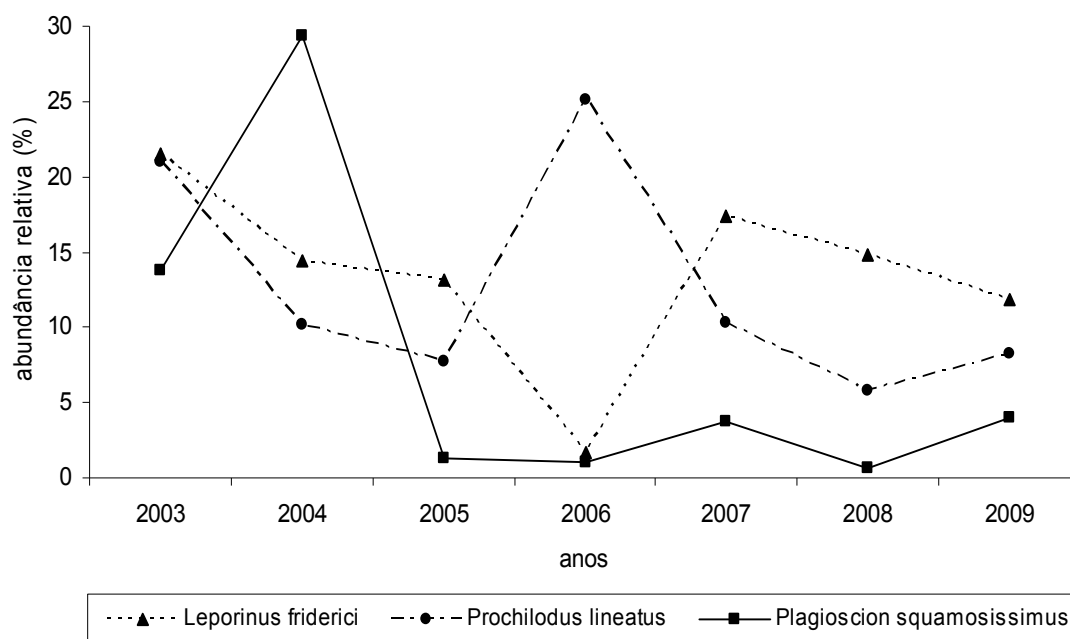


Figura 7 – Variação das abundâncias relativas das três espécies de peixes mais abundantes (*Leporinus friderici*, *Prochilodus lineatus* e *Plagioscion squamosissimus*) na pesca predatória na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009.

O fato de a espécie *Plagioscion squamosissimus* atingir a maior abundância relativa do período analisado se deve ao pico ocorrido no ano de 2004, no qual representou quase 30% dos peixes capturados em atividades de pesca predatória. Com exceção dos anos de 2003 e 2004, a abundância desta espécie foi pouco significativa. Mesmo a elevada abundância relativa apresentada por *Plagioscion squamosissimus* em 2004 não foi suficiente para que a quantidade total de exemplares de espécies não-autóctones superasse a de espécies autóctones naquele ano.

Comparando-se a pesca predatória 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. III).

Tabela III – Parâmetros da pesca predatória 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. As unidades são 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

As abundâncias relativas e os índices de constância apresentaram resultados divergentes entre as unidades hidrográficas representadas na região de São José do Rio Preto (Tab. IV).

Tabela IV – Valores percentuais de abundância relativa (AR) e de índice de constância (IC) das espécies capturadas em pesca predatória 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. As unidades são 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</i> spp	2,43	12,75	2,30	11,76	1,57	4,60	0,12	0,52
<i>Hoplosternum littorale</i>	0,32	2,94	0,22	1,96	0,08	0,29	-	-
<i>Hypostomus</i> spp	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</i> spp ou <i>Tilapia</i> spp	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</i> spp	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</i> spp	11,89	36,27	25,07	39,22	2,18	15,23	5,52	8,33

(cont.)

Tabela IV – continuação

ESPÉCIE	TB		BT		TG		BPG	
	AR	C	AR	C	AR	C	AR	C
<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

A análise de agrupamento baseada na distância euclidiana revelou maior similaridade entre a composição ictiofaunística das unidades hidrográficas do Baixo Tietê e Tietê-Batalha, enquanto que a unidade de Turvo-Grande apresentou a maior diferença em relação às demais (Fig. 8).

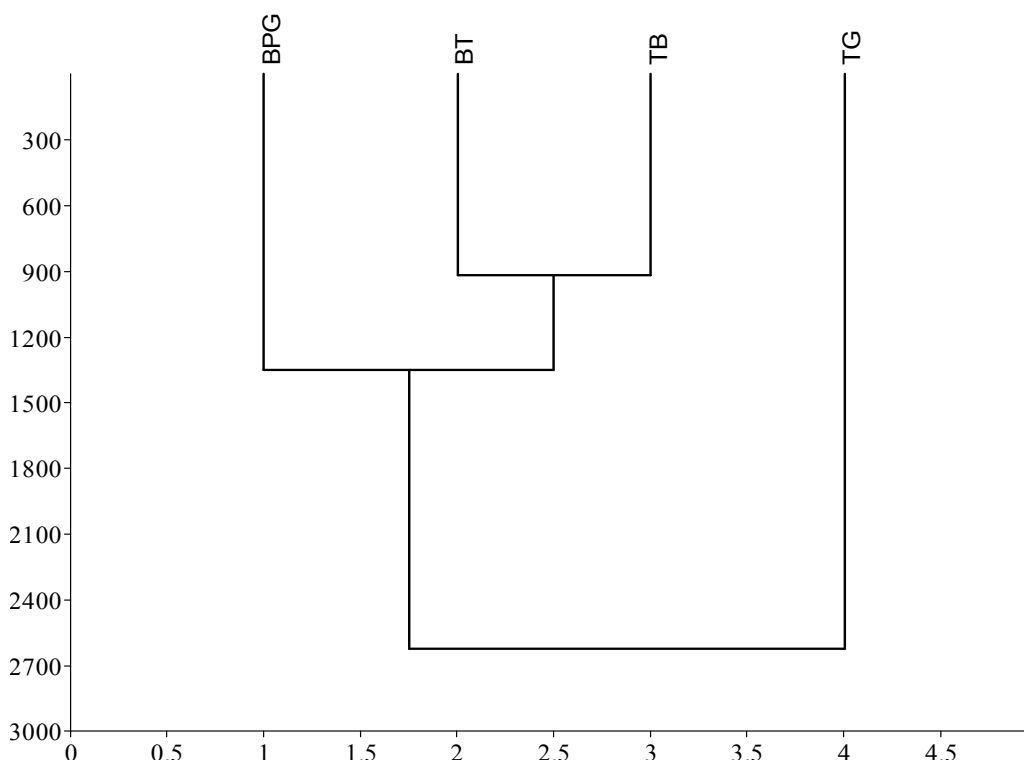


Figura 8 – Dendrograma de similaridade (Bray-Curtis) entre a ictiofauna capturada na pesca predatória em unidades hidrográficas da região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil, entre os anos de 2003 e 2009. As unidades são TB = Tietê-Batalha; BT = Baixo Tietê; TG = Turvo-Grande; BPG = Baixo Pardo-Grande.

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.

Durante o período estudado, foram identificados dez tipos de petrechos utilizados na pesca predatória (Tab. V), havendo evidente prevalência das redes de emalhar.

Tabela V – Quantidades absolutas e relativa total das modalidades de petrechos utilizados na pesca predatória 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 emalhar	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

Tanto entre as redes de pesca quanto entre as tarrafas, prevaleceram medidas entre nós opostos de 80 e 100mm, com evidente extrapolação dos limites mínimos previstos em regulamentação específica (Fig. 9).

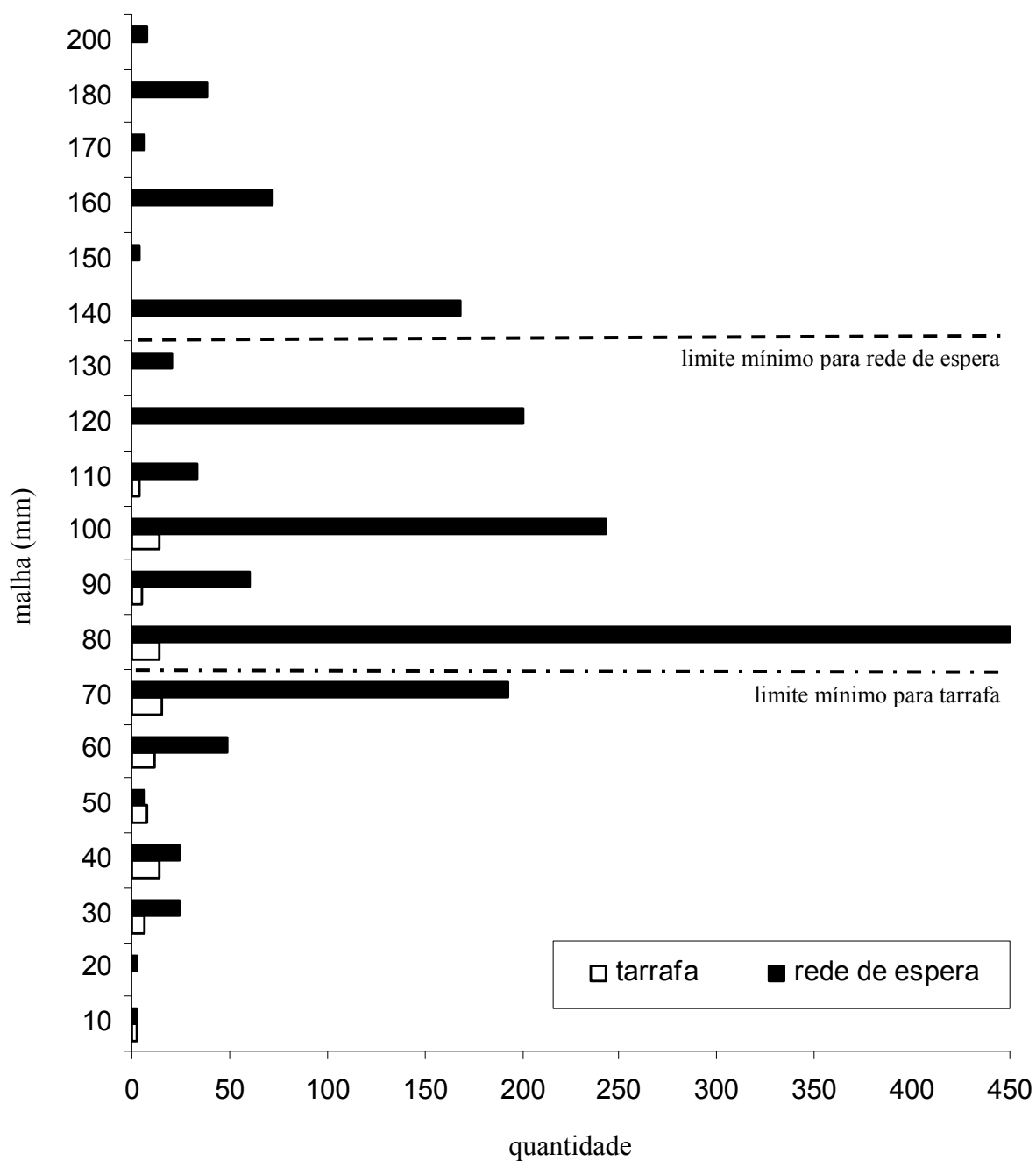


Figura 9 – Quantidades de redes de espera e de tarrafas de diferentes malhas (distância em milímetros entre os nós opostos) relacionadas com pesca predatória na região de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, entre os anos de 2003 e 2009. Os limites mínimos indicados referem-se à pesca comercial na bacia hidrográfica do rio Paraná de acordo com a Instrução Normativa nº 26, de 02/09/2009, do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA.

## DISCUSSÃO

Os tipos penais da lei de crimes ambientais são, em grande parte, normas em branco, já que, dotadas de preceitos indeterminados e genéricos, exigem, quando aplicados ao caso concreto, a complementação de outras normas jurídicas, geralmente, de natureza administrativa. Nesse sentido, a eficácia da proteção penal do meio ambiente passa a depender da manifestação da Administração Pública, configurando-se um direito penal em constestável situação de acessoriedade administrativa (Figueiredo 2008).

No controle penal das atividades de pesca predatória, cabe às normas jurídicas administrativas a imposição de restrições de atividades que possam comprometer a sobrevivência das populações de organismos aquáticos. A legislação penal ambiental brasileira voltada à 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 (Petrere 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.

O artigo 36 da lei de crimes ambientais (Lei nº 9.605/1998) define pesca como sendo todo ato tendente a retirar, extrair, coletar, apanhar, apreender ou capturar espécies dos grupos dos peixes, crustáceos, moluscos e vegetais aquáticos, suscetíveis ou não de aproveitamento econômico (Brasil 1998). 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 preferem 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* (Barletta *et al.* 2010).

Um aspecto relevante é que a definição legal do ato de pesca não faz distinção entre as espécies autóctones, alóctones e exóticas. Pode parecer, em princípio, que há uma contradição ao se estender a proteção legal às espécies não-autóctones, sobretudo em função de que a captura de exemplares de espécies não-autóctones contribui com o controle de suas populações e, portanto, favorece as espécies autóctones. 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 (Rodríguez 2001, Smith *et al.* 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 que consiste no 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).

No Brasil são registradas mais de 20 espécies de peixes introduzidas de outros continentes (Agostinho & Julio 1996), entre as quais o bagre-africano (*Clarias gariepinus*) cujas primeiras ocorrências foram nas bacias dos rios São Francisco, Paraná e Doce (Alves *et al.* 1999). Recentemente introduzido no Brasil de modo clandestino (Agostinho & Julio 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 *et al.* 2005).

Estudos realizados na região de São José do Rio Preto indicam que a degradação de zonas ripárias tem ocasionado a diminuição das composições taxonômica e funcional de comunidades ictiofaunísticas (Casatti *et al.* 2009, Casatti *et al.* 2012). Ocorre que o grau de impacto de uma espécie introduzida sobre a biota local está intimamente relacionado a aspectos de sua demografia (Agostinho *et al.* 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 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 *et al.* 2005, Mili & Teixeira 2006; Vitule *et al.* 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 *et al.* 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 *et al.* 2005). Na região de São José do Rio Preto, as tilápias ocorreram em todas as unidades hidrográficas, sendo que a pesca predatória 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 *et al.* 2005), as espécies alóctones podem ser tão ou mais agressivas à integridade ecológica de sistemas aquáticos do que as espécies exóticas (Latini & Petrere-Jr. 2004). A bacia do Alto rio Paraná foi a maior receptora de espécies alóctones no Brasil, com aproximadamente 20

espécies (Agostinho *et al.* 1995). Na região de estudo, apenas sete (35%) destas espécies alóctones foram capturadas em atividades de pesca predatória.

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 Jupiaá, a partir dos quais ocupou o rio Tietê (Braga 1998). Ocorre que 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 em que os exemplares de espécies não-autóctones capturados são de hábito piscívoro (58,21%) ou onívoro (41,79%). Dessa forma, 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 acentuassem 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 *et al.* 2005), foi a primeira espécie em quantidade de exemplares capturados pela pesca predatória da 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 similiaridade entre Tietê-Batalha (TB) e Baixo-Tietê (BT) em função de constituírem unidades contíguas.

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 lei de crimes ambientais em não distinguir entre as espécies autóctones e não-autóctones desaparece na 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 predatória 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.

A lei de crimes ambientais adotou para o ato de pesca a figura do crime de perigo, aquele se consuma a partir do momento em que haja o simples perigo para o bem jurídico tutelado pela lei penal, ou seja, sempre que o bem jurídico seja exposto a perigo, não havendo, diferentemente do que ocorre com os crimes de dano, a necessidade de efetiva lesão (Capez 2010). Dessa forma, por definição legal, o ato de pesca já se materializa na comprovada tendência a retirar, extrair, coletar, apanhar ou capturar os espécimes aquáticos. Logo, mesmo que a ação tendente do pescador não resulte na efetiva captura, para efeitos legais, o crime de pesca restará consumado, cabendo à eventual captura a condição de exaurimento do crime.

Conforme demonstram os resultados obtidos na região de São José do Rio Preto, os atos de pesca desenvolvem-se, na maioria dos casos, pelo emprego de redes de emalhar, as quais, pelas características que apresentam, 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. Com isso, colocam em risco espécies da fauna autóctone, mesmo quando tais espécies não são as almejadas pelo pescador (Azevedo & Costa 2012), sobretudo quando considerada a elevada frequência de apreensões relacionadas com uso de petrechos providos de malhas com dimensões inferiores às permitidas. A captura não-intencional de espécies indesejadas pode ser um elemento substancial na mortalidade dos peixes (Hilborn *et al.* 2003).

Portanto, 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.

As maiores quantidades de espécimes apreendidos na unidade hidrográfica de Turvo-Grande resultam 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.

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 *et al.* 2004, Barletta 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 predatória da região de São José do Rio Preto, apresentaram 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 reofilicas 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 *et al.* 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 2012). Além dos prejuízos às espécies nativas de peixes decorrentes da imposição de barreiras físicas ao fluxo migratório anual, os resultados indicam que a implantação de barragens de usinas hidrelétricas provoca também o aumento das atividades pesqueiras nas suas áreas de entorno.



## CONCLUSÕES

1. A prevalência de meios não-seletivos de captura e a elevada incidência de espécies autóctones capturadas indica que a prática da pesca predatória expõe a perigo a ictiofauna indígena, principal componente biótico dos ecossistemas aquáticos, e, que, portanto, compromete a manutenção do equilíbrio ecológico de tais sistemas. Nesse sentido, a técnica de tutela da legislação ambiental mostra-se eficaz no controle das atividades de pesca predatória, tanto na adoção da figura de crime de perigo quanto na indistinção protetiva entre as espécies autóctones e exóticas.

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

3. Apesar das eventuais tensões com o princípio constitucional da reserva legal, a definição do crime de pesca como norma penal em branco dependente de atos de direito administrativo pode se constituir em ferramenta eficaz na conservação dos recursos pesqueiros, desde que as restrições genéricas e específicas impostas por tais normas administrativas estejam alicerçadas em informações científicas criteriosas obtidas do monitoramento contínuo das condições bióticas e abióticas dos sistemas aquáticos.

## AGRADECIMENTOS

Ao 4<sup>o</sup> Batalhão de Polícia Militar Ambiental do Estado de São Paulo pela disponibilidade dos dados dos autos de infração ambiental relacionados com pesca predatória.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agnew, D.J.; Pearce, J.; Pramod, G.; Peatman, T.; Watson, R.; Beddington, J.R. and 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, pp. 59-103.
- Agostinho, A.A.; Júlio-Jr., 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, pp. 227-265.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Suzuki, H.I.; Julio, H.F. Jr. (2003). Migratory fishes of the Paraguay-Paraná basin, Brazil. In: Migratory Fishes of South America. Biology, Fisheries and Conservation Status (Carolsfeld, J., Harvey, B., Ross, C. & Baer, A., eds). Ottawa: World Fisheries Trust/World Bank/IDRC 2004. pp. 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-Jr., H.F. (2005) Introdução de espécies de peixes em águas continentais brasileiras: uma síntese. 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, pp. 13-23.

- 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. (2012) Atos de caça e de pós-caça: comentários ao artigo 29 da lei de crimes ambientais. *Fórum de Direito Urbano e Ambiental* 62: 41-60.
- 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., Giarrizzo, T.; Fabré, 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*. Dr.W.Junk Publishers, Dordrecht, 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 (1998) Lei Federal nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/19605.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19605.htm)>. Acesso em: 06 março 2013.
- Brasil (2005) Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente nº 30, de 13 de setembro de 2005. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, v. 177, p. 78, 14 set. 2005, Seção I.
- Brasil (2009) Instrução Normativa do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis nº 26, de 2 de setembro de 2009. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, v. 169, p. 100, 3 set. 2009, Seção I.
- Britto, S.G.C. (2003) Peixes do rio Paranapanema. São Paulo: Horizonte.
- Cardoso, R.S. and Freitas, C.E.C. 2007. Desembarque e esforço de pesca da frota pesqueira comercial de Manicoré (Médio Rio Madeira), Amazonas, Brasil. *Acta Amazônica* 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, 372p.
- 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* 632:273-83.
- 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.

- 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, 144p.
- Companhia Energética de São Paulo (2006) 40 peixes do Brasil: CESP 40 anos. Rio de Janeiro: Doiis, 208p.
- Dajoz, R. (1983) Ecologia Geral. 4ed. Petrópolis: Vozes. 472p.
- Doods, W.K. (2002) Freshwater ecology: concepts and environmental applications. San Diego: Academic Press, 569p.
- 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. Biol. Rev. 81: 163-182.
- Ferri, M. (2004) Bagre-africano ameaça espécies nativas. Diário da Região, São José do Rio Preto. Disponível em [www.diariorioweb.com.br](http://www.diariorioweb.com.br). Acesso em 11/02/2013.
- Figueiredo, G.G. (2008) Crimes ambientais à luz do conceito de bem jurídico-penal: (des)criminalização, redação típica e (in)ofensividade. 1ed. São Paulo:IBCCrim, 2008.
- Froese, R.; Pauly, D. (2013). FishBase.WorldWide web eletronic publication. 2007. Disponível em: <<http://www.fishbase.org>>. Acesso em: 15 fev. 2013.
- Garavelo, J.C.; Britski, H.A. (1988) *Leporinus macrocephalus* sp da bacia do rio Paraguai. Naturalia 13: 67-74.
- Hammer, Ø.; Harper, D.A.T.; Ryan, P.D. (2001). PAST: Paleontological Statistics SoftwarePackage for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica 4(1):9pp. Disponível em: <[http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm)>. Acesso em: 10 abr 2013.

- Hilborn, R.; Branch, T. A.; Ernst, B.; Magnusson, A.; Minte-Vera, C.V.; Scheuerell, 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 Florestal. Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/Imprensa Oficial; 2005.
- Jager, H.I.; Chandler, J.A.; Lepla, K.B.; Van Winkle, W. (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 *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries (LARS 2)* (Welcomme, R. & Petr, T., (eds), pp. 117–149. Bangkok: Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, FAO Regional Office for Asia and the Pacific.
- Köppen, W.; Geiger, R. (1936) *Handbuch der klimatologia*. Gerdrulier Borntraeger. v. 1 Part C, Berlin.
- Langeani, F.; Castro, R.M.C.; Oyakawa, O. T.; Shibatta, O. A.; Pavanelli, C. S.; Casatti, L. Diversidade da ictiofauna do Alto Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, v. 7, n. 3, p.
- Latini, A.O.; Petrere-Jr., 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, 382p.

- Lowe-McConnell, R.H. (1999). Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo: EDUSP, 534 p.
- Matthews, W.J. (1998) Patterns in freshwater fish ecology. Chapman & Hall, 752p.
- 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.
- Petrere, M. (1985) Migraciones de peces de agua dulce en America Latina: algunos comentarios. COPESCAL, FAO, Roma, Doc. Ocas., 1.
- 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, 328p.
- Rahel, F.J. (2002) Homogenization of freshwater faunas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 291-315.
- Ramos, J.V.B.; Sodré, 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.

- Rebouças, A.C. (2006) Água doce no mundo e no Brasil. In: Rebouças, A.C.; Braga, B.; Tundisi, J.G. Águas doces no Brasil. 3ed. São Paulo: Escrituras, p. 1-35.
- Reis, R.E.; Kullander, S.O.; Ferraris-Jr, C.J. (2003) Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDPUCRS.
- 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. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 55p.
- Rodríguez, J.P. (2001) Exotic species introductions into South America: an underestimated threat? *Biodiversity & Conservation* 10: 1983-1996.
- São Paulo (1994) Lei nº 9.034, de 27 de dezembro de 1994. Dispõe sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERH, a ser implantado no período 1994 e 1995, em conformidade com a Lei nº 7.663, de 30 de dezembro de 1991, que instituiu normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, v. 104, n. 241, p. 3, 28 dez. 1994, Seção I.
- 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 Neotrop.* 8(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n2/en/abstract?article+bn01008022008>.
- Smith, W.S.; Espíndola, 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: Recursos hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado. São Carlos: Rima, pp. 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.; 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, pp. 25-44.
- 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.
- Tundisi, J.G.; Tundisi, T.M.; Rocha, O. (2006). Ecossistemas de águas interiores. In: Rebouças, A.C.; Braga, B.; Tundisi, J.G. Águas doces no Brasil. 3ed. São Paulo: Escrituras, p. 161-202.
- Veríssimo, S. (1994) Variações na composição da ictiofauna em três lagoas sazonalmente isoladas, na planície de inundação do alto rio Paraná, Ilha Porto Rico, PR. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 77p.
- 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-Jr., W.R.; Stauffer-Jr., J.R. (eds) *Distribution, Biology, and Management of Exotic Fishes*, Baltimore: Johns Hopkins University Press, pp. 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.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

As normas jurídicas controlam as relações sociais com a finalidade de resguardar o interesse público. Por esta razão, a legitimidade de tais normas está amparada nos valores sociais de um determinado momento histórico. Apesar dos avanços no reconhecimento público dos problemas ambientais, prevalece a concepção falaciosa de que a proteção do meio ambiente representa um entrave ao desenvolvimento econômico. Este posicionamento origina conflitos que, entre outros aspectos, comprometem a eficácia da legislação ambiental.

Ocorre que a perda da qualidade das terras agricultáveis e a redução dos estoques pesqueiros com ameaças de extinção de espécies autóctones de peixes são fortes indicativos de que o desenvolvimento econômico imediatista não se prolonga no tempo em face da escassez de recursos naturais e, certamente, comprometerá a qualidade de vida e a sobrevivência das gerações vindouras.

Neste trabalho, verifica-se que a fiscalização ambiental permanente e a aplicação dos instrumentos jurídicos de repressão penal dispõem de plenas condições em garantir a proteção de áreas naturais e da ictiofauna nativa em regiões submetidas a intensas e contínuas ameaças antropogênicas decorrentes das atividades econômicas.

A maioria dos danos ambientais observados ocorreu em áreas de preservação permanente localizadas às margens de corpos hídricos e originalmente ocupadas por florestas ripárias. A definição legal de áreas de preservação permanente desenvolveu-se a partir do conceito de florestas protetoras criado pelo revogado Código Florestal de 1934, as quais abrangiam as florestas nativas destinadas a conservar o regime das águas, evitar a erosão das terras pela ação dos agentes naturais, fixar dunas, auxiliar a defesa das fronteiras, assegurar condições de salubridade pública, proteger sítios que, por sua beleza, mereçam ser conservados, bem como asilar espécimes raros da fauna indígena (art. 4º,

Decreto nº 23.793/34). Mesmo na vigência do Código Florestal de 1934, a tutela jurídica das florestas protetoras teve pouca aplicação já que os proprietários de terras dispunham de liberdade plena para decidir sobre eventuais mudanças na flora nativa em suas terras ou, até mesmo, para substituí-la integralmente (Drummond & Barros-Plataiu 2006). No entanto, em virtude da reconhecida importância das funções ambientais desempenhadas pelas áreas de preservação permanente, a substituição das florestas ripárias por formas de vegetação rasteira parece ser situação que, embora comum, revela-se preocupante.

No tocante aos ambientes aquáticos, a falta de políticas públicas abrangentes e integradas decorre, não raras vezes, da carência de subsídios científicos sobre as comunidades ictiofaunísticas. No estado de São Paulo, embora as informações sobre pesca marinha sejam permanentemente obtidas pelo Instituto de Pesca vinculado à Secretaria Estadual de Agricultura e Abastecimento, não ocorrem levantamentos de dados referentes à pesca continental (Secretaria do Meio Ambiente 2012).

A legislação ambiental de proteção dos recursos pesqueiros está baseada em pressupostos criteriosos e, por isso, pode contribuir efetivamente com a proteção da biodiversidade ictiofaunística. Porém, para que a legislação se torne uma ferramenta eficaz de conservação, é necessária a compreensão acerca dos mecanismos que levam ao declínio das populações de peixes (Biber-Klemm 1995).

O modelo de proteção adotado pela lei de crimes ambientais contra as atividades de pesca predatória está fundado em limitações genéricas e específicas definidas em atos administrativos. Em face da rigidez do processo legislativo, exigida pelo princípio da segurança jurídica, a principal vantagem da dependência administrativa dos tipos penais ambientais consiste na flexibilidade das limitações impostas ao uso dos recursos naturais, adequando-se tais limites às condições imprevisíveis de vulnerabilidade dos ecossistemas aquáticos.

Há que se compreender os efeitos das condições abióticas e das influências antropogênicas, avaliando-se os fluxos de matéria e de energia, as transferências tróficas, a conectividade de habitats e a dinâmica de pesca, de modo a se compreender mais completa do ecossistema e, portanto, gestão mais eficaz (Barletta *et al.* 2010). A eficácia na aplicação dos instrumentos jurídicos depende do desenvolvimento concomitante de políticas públicas orientadas por informações científicas que permitam o contínuo monitoramento dos reais estoques de espécies da ictiofauna. Para Longhurst (2006), ainda há desconhecimento quanto à complexidade da dinâmica dos sistemas aquáticos, sobretudo acerca das influências da pesca sobre os fatores bióticos e abióticos que promovem a integridade ecológica destes ambientes. Em razão disso, não há capturas previsíveis e sustentáveis que estejam ao alcance da modelagem convencional de populações, seja por uma administração ecossistêmica da pesca ou por quaisquer outros meios novos.

A sustentabilidade dos estoques pesqueiros não está vinculada à determinação das quantidades absolutas de populações de peixes de interesse comercial que sejam válidas para quaisquer ambientes, mas há que se considerar o grau de integridade ecológica das diferentes unidades hidográficas. Para tanto, a pesquisa científica é requisito para as medidas efetivas de conservação (Moyle & Sato 1992), entre as quais o aperfeiçoamento na elaboração e na aplicação da legislação ambiental. A chave para a sustentabilidade da pesca está na capacidade de avaliar as tendências na abundância das populações e, a partir disso, dispor da capacidade de regulação da atividade pesqueira (Hilborn *et al.* 2003), exigindo, para tanto, o fortalecimento institucional dos órgãos de fiscalização, os quais devem estar amplamente equipados com recursos humanos e materiais que viabilizem a contínua avaliação das atividades de pesca.

Para o sucesso da legislação ambiental na garantia da integridade ecológica dos sistemas fluviais, a elaboração e aplicação das normas regulamentares de gestão das

atividades de pesca devem resultar do monitoramento contínuo das condições bióticas e abióticas dos ambientes que estão sendo protegidos. Todavia, dada à complexidade das questões ambientais, ainda que a legislação ambiental constitua importante ferramenta na proteção dos recursos naturais, sua eficácia está diretamente condicionada ao desenvolvimento e à implantação concomitante de outras estratégias de conservação. Por isso, a aplicação e o aperfeiçoamento da legislação ambiental devem estar acompanhados do desenvolvimento de políticas públicas abrangentes e atuantes, capazes de superar o desafio de conciliação entre os interesses sócio-econômicos e os interesses conservacionistas, baseando-se, para tanto, em informações científicas criteriosas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 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., Giarrizzo, T.; Fabré, 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
- Biber-Klemm, S. 1995. Legal aspects of the conservation of endemic freshwater fish in the northern mediterranean region. *Biological Conservation* 72: 321-334.
- Drummond, J.; Barros-Platiau, A.F. (2006) Brazilian environmental laws and policies, 1934-2002: a critical review. *Law & Policy* 28(1):83-108.
- Hilborn, R.; Branch, T. A.; Ernst, B.; Magnusson, A.; Minte-Vera, C.V.; Scheuerell, M.D.; Valero, J. L. (2003) State of the world's fisheries. *Annual Review of Environmental Resources* 28: 359-399.
- Longhurst, A. (2006) The sustainability myth. *Fisheries Research* 81: 107-112.
- Moyle, P.B. and Sato, G.M..1992. On the design of preserves to protect native fish. In *Battle against extinction:native fish management in the American West*, ed. W. L. Minckley & J. E. Deacon. University of Arizona Press, Tucson, pp. 155-70.
- Secretaria do Meio Ambiente (2012) Legislação de pesca incidente no Estado de São Paulo. São Paulo: Governo do Estado de São Paulo. 24p.