

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MARCOS OSTROWSKI VALDUGA

**IMPACTOS DOS PLANTIOS COMERCIAIS DE *PINUS* SPP. E
EUCALYPTUS SPP. SOBRE A BIODIVERSIDADE CONTINENTAL
DO BRASIL: REVISÃO SISTEMATIZADA E ESTUDO DE CASO**

CURITIBA

2014

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MARCOS OSTROWSKI VALDUGA

Impactos dos plantios comerciais de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. sobre a biodiversidade continental do Brasil: revisão sistematizada e estudo de caso

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Jean Ricardo Simões Vitule

Co-Orientador: Prof. Dr. Vinicius Abilhoa

CURITIBA

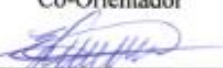
2014

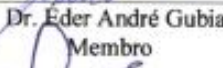


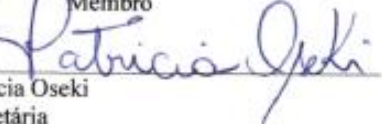
Ata da defesa de Tese do aluno Marcos Ostrowski
Valduga

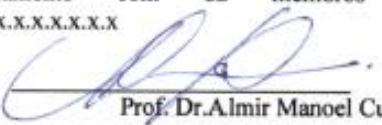
Aos vinte e oito dias do mês de agosto de dois mil e catorze, foi realizada no Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, a defesa da tese do doutorando Marcos Ostrowski Valduga intitulada: "IMPACTOS DOS PLANTIOS COMERCIAIS DE ESPÉCIES ARBÓREAS EXÓTICAS NA BIODIVERSIDADE BRASILEIRA". A abertura teve início às 9h pelo Dr. Jean Ricardo Simões Vitule orientador e presidente da banca. O senhor Presidente apresentou ao público presente os membros da banca examinadora e em seguida passou a palavra ao aluno, para que fizesse uma apresentação sucinta de sua tese. Após a explanação oral, o aluno passou a ser arguido pelos membros da banca: Dr Éder André Gubiani, Dr. Almir Manoel Cunico, Dra Daniela Cleide Azevedo de Abreu. Finda a defesa da tese, o senhor presidente da banca examinadora, fez uma rápida apreciação das conclusões mais importantes dos debates realizados e comunicou que a banca iria proceder ao ato de atribuição do resultado final, reunindo-se em sessão secreta. Os trabalhos foram interrompidos por cinco minutos. Após este intervalo, foram proclamados os resultados atribuídos pela banca examinadora, que decidiu pela "A.PROVADO da tese", tendo o candidato cumprido o artigo sessenta e cinco da Resolução 65/09 – CEPE, e o mesmo fez juz ao grau de Doutor em Ecologia e Conservação, área de concentração em Ecologia e Conservação. Como não havia nada mais a ser tratado, o Dr. Jean Ricardo Simões Vitule, presidente da banca examinadora, após informar que o candidato tem, a partir desta data, sessenta dias para a entrega da versão definitiva de sua tese, deu por encerrada a sessão. Eu, Patricia Oseki, Secretária Executiva no Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, lavrei a presente ata, a qual assino juntamente com os membros examinadores.

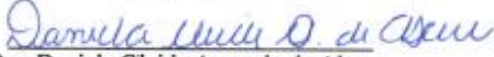

Prof. Dr. Jean Ricardo Simões Vitule
Orientador e Presidente



Prof. Dr. Vinicius Abilhoa
Co-Orientador


Prof. Dr. Éder André Gubiani
Membro


Patricia Oseki
Secretária


Prof. Dr. Almir Manoel Cunico
Membro


Prof. Dra. Daniela Cleide Azevedo de Abreu
Membro


Dr. Matheus Oliveira Freitas
Membro

Visto: 

Prof. Dra. Isabela Galarda Varassin
Coordenadora do PPG-ECO




PARECER


Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da tese, a que se submeteu **Marcos Ostrowski Valduga** para fins de adquirir o título de Doutor em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão do candidato.


Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.


Curitiba, 28 de agosto de 2014.

BANCA EXAMINADORA:



Prof. Dr. Jean Ricardo Simões Vitule
Orientador e Presidente


Prof. Dr. Vinicius Abilhoa
Co-orientador



Prof. Dr. Eder André Gubiani
Membro


Prof. Dr. Almir Manoel Cunico
Membro


Profa. Dra. Daniela Cleide Azevedo de Abreu
Membro


Dr. Matheus Oliveira Freitas
Membro

Visto:


Prof. Dra. Isabela Galarda Varassin
Coordenadora do PPG-ECO

“O que um peixe sabe sobre a água na qual nada a vida inteira?”

A Grasiélle M. Ceregatti, pelo amor,
carinho, paciência, apoio e dedicação,
antes, durante e, assim espero, após a
conclusão do doutorado.

Agradecimentos

A meus pais e irmãos pelo apoio, incentivo e formação propiciada, que me levaram a ter inúmeros privilégios em minha vida, dentre eles o gosto pela natureza e pelo saber.

Esta Tese não seria realizada sem a inestimável ajuda dos amigos na realização das coletas de campo e “bailinhos”: Carlyle Saguassabia (Caco), Denilson R. J. de Carvalho, Giuliano M. Martinazzo, Samuel Limaverde, Vanessa M. Ribeiro, Bruno K. Nakagawa, Marco, Raul R. Braga, Igor Oliveira. Aprendi e dei muitas risadas com vocês.

Da mesma forma, este estudo não seria realizado sem a valiosa ajuda dos colaboradores da KLABIN S/A, Valmir, Sebastião, Reinaldo e demais funcionários do Parque Florestal. A Cesar Santana, Leonardo M. Pires, que forneceram informações para o desenvolvimento dos estudos. Também agradeço a Sérgio A. Filipak (Serginho), que nos acompanhou em todos os campos, além de nos ajudar a resolver todos os problemas que apareceram durante a execução das fases de campo desta Tese. Serginho, obrigado pela paciência! A Ivone S. Namikawa, por acreditar em nosso projeto e aprovar seu desenvolvimento dentro das áreas da empresa. A KLABIN S/A agradeço ao apoio financeiro e logístico e pela liberação das áreas para a realização das pesquisas. Espero que tenhamos contribuído positivamente para o aprimoramento dos métodos de manejo florestal aplicados.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa concedida durante o Doutorado e pelo financiamento de parte desta Tese.

Aos professores do Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação (PPGECO) da Universidade Federal do Paraná, pelos valiosos conhecimentos que adquiri

durante meu doutoramento. A Coordenação do PPGECO e aos membros do Colegiado pela ajuda e pró-atividade na resolução dos problemas que surgiram durante este período.

Aos meus orientadores e amigos, Dr. Jean R. S. Vitule e Dr. Vinícius Abilhoa, por toda a ajuda fornecida, desde antes do surgimento do projeto desta Tese. Obrigado por toda a paciência durante o curso, na espera pela conclusão da Tese e pelas inúmeras contribuições para a melhoria da mesma. Vocês realizam um papel brilhante na formação de novos pesquisadores, contribuindo de forma importante no conhecimento e proteção de nossa biodiversidade.

Aos membros da banca examinadora, Dr. Almir Cunico, Dr. André A. Padial, Dr. Éder Gubiani, Dra. Daniela C. T. Abreu e Dr. Matheus O. Freitas por terem aceito o convite.

A todos os amigos do Laboratório de Ecologia e Conservação (LEC) e do Grupo de Pesquisa em Ictiofauna (GPIC) que leram, revisaram e opinaram na redação dos capítulos desta Tese.

Ainda agradeço e peço desculpas a todos que eu possa ter esquecido de mencionar.

SUMÁRIO

Lista de figuras	11
Lista de tabelas	13
Resumo geral	14
Palavras-chave gerais	15
General Abstract	16
General keywords	17
Introdução geral	18
Referências	20
CAPÍTULO 1	24
Estudos ecológicos revelam impactos amplos e heterogêneos de plantios de espécies florestais exóticas - exemplos de um país megadiverso	24
Resumo	25
Palavras-chave	26
Abstract	27
Keywords	28
1. Introdução	29
2. Material e métodos	31
2.1. Análise dos dados	35
3. Resultados	35
4. Discussão	42
5. Conclusão	46
6. Agradecimentos	46
7. Referências	47
Supplementary Material	55
Supplementary material 1	55
CAPÍTULO 2	74
Impactos do manejo florestal de plantios de <i>Pinus</i> spp. e <i>Eucalyptus</i> spp. sobre a dieta de <i>Trichomycterus davisi</i> (Teleostei, Trichomycteridae)	74
Resumo	75
Palavras-chave	76

Abstract.....	77
Keywords.....	78
1. Introdução.....	79
2. Material e métodos.....	81
2.1. Área de estudos.....	81
2.2. Coleta dos dados.....	82
2.3. Coleta da espécie amostral.....	84
2.4. Identificação dos estádios de desenvolvimento.....	84
2.5. Análise da dieta.....	85
2.6. Coleta das variáveis ambientais.....	86
2.7. Análise dos dados.....	86
3. Resultados.....	89
3.1. Identificação dos estádios de desenvolvimento.....	89
3.2. Análise da influência do manejo florestal na dieta.....	89
4. Discussão.....	94
5. Conclusão.....	96
6. Agradecimentos.....	97
7. Referências.....	97
Material suplementar 2: Variáveis ambientais monitoradas em Janeiro.....	106
Material suplementar 3: Variáveis ambientais monitoradas em Maio.....	108
Conclusões e Perspectivas.....	112

Lista de figuras

CAPÍTULO 1

Fig. 1. Fluxograma demonstrando a lógica utilizada no processo de busca, análise e triagem dos dados na base de dados *ISI Web of Science* (WoS). As perguntas representam a forma de seleção dos estudos à cada etapa da triagem e a ação adotada posteriormente. 32

Fig. 2. Periódicos com quatro ou mais publicações de estudos ecológicos em PFE. As barras cinza representam o número de estudos e os quadrados negros representam o peso relativo (w) de cada periódico. Os números sobre as barras representam o número de estudos em cada periódico. 36

Fig. 3. Frequência relativa dos estudos encontrados e área plantada entre 1992 e 2012. As barras cinza representam o número de estudos e os quadrados negros representam a área plantada (milhões de ha) (ABRAF, 2012) a cada ano. Os números sobre as barras representam o número de estudos encontrados para cada ano. 37

Fig. 4. (a) - Correlação entre o número de estudos encontrados e o aumento das áreas de PFE certificados pelo FSC $(\text{Log ha})^{-1}$. (b) - Correlação entre o número de estudos encontrados e as áreas plantadas $(\text{Log ha})^{-1}$ com *Eucalyptus* spp. nos Estados brasileiros. (c) - Correlação entre o número de estudos encontrados e as áreas plantadas $(\text{Log ha})^{-1}$ com *Pinus* spp. nos Estados brasileiros. A linha pontilhada indica o melhor ajuste entre os pontos. Os pontos abaixo dessa linha mostram os anos e Estados com menor produção de estudos em relação à área certificada ou por espécie plantada e em relação ao número de pesquisadores, enquanto que os pontos acima da linha representam uma maior produção de estudos. Os acrônimos representam os Estados brasileiros com PFE, onde: AP – Amapá; BA – Bahia; ES – Espírito Santo; GO – Goiás; MA – Maranhão; MG – Minas Gerais; MS – Mato Grosso do Sul; MT – Mato Grosso; PA – Pará; PE – Pernambuco; PI – Piauí; PR – Paraná; RJ – Rio de Janeiro; RS – Rio Grande do Sul; SC – Santa Catarina; SP – São Paulo; TO – Tocantins. 39

CAPÍTULO 2

Fig. 1. Localização da área de estudos. Os polígonos indicam os limites das microbacias amostradas; os pontos indicam o local de amostragem; os números sublinhados indicam as microbacias que foram manejadas em 2012 e a estrela indica a localização da estação meteorológica. Onde: HB- Bacia do rio Harmonia; QPB – Bacia do rio Quebra Perna. Coordenadas em UTM (Universal Transversa de Mercator) (22J). 82

Fig. 2. dbRDA para a dieta de *T. davisi* originada do melhor modelo com as variáveis ambientais fornecido pela análise DISTLM para Janeiro (a) e Maio (b). Os vetores indicam a influência das variáveis ambientais (percentual manejado (1); percentual de áreas com vegetação nativa (2); percentual de estradas (3); abertura de dossel (4); volume amostrado (5); vazão (6); percentual de corredeiras (7); percentual de poços (8); percentual de detritos no substrato (9); concentração de Cálcio (10); concentração de Potássio (11); concentração de Magnésio (12); temperatura (13); total de sólidos dissolvidos (14); precipitação (15); biomassa de matéria orgânica hidrossolúvel (16); biomassa de matéria orgânica alóctone (17); Clorofila-a (18)). Os símbolos representam a média da dieta em cada ponto amostral por tipo de manejo aplicado (O - pontos sem manejo; ▲ – ponto com manejo). Os números em itálico sobre os símbolos indicam o número de amostras em cada agrupamento..... 93

Lista de tabelas

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Número de estudos para os Estados brasileiros (n). Onde: EPA - área plantada com *Eucalyptus* spp. (ha) (ABRAF, 2012); NES - Número de estudos em plantios com *Eucalyptus* spp.; SPE - estudos pela área plantada de *Eucalyptus* spp. (ha) em cada Estado; PPA - área plantada com *Pinus* spp. (ha) (ABRAF, 2012); NPS - Número de estudos em plantios com *Pinus* spp.; SPP - estudos pela área plantada de *Pinus* spp. (ha) em cada Estado. 38

Tabela 2. Número de estudos (n) e frequência relativa (%) dos impactos sobre os parâmetros de população (POP) e de comunidade (COM) e sobre os serviços ecossistêmicos (ECO), obtidos na seção de resultados dos estudos analisados, e sua contribuição percentual nos ecossistemas, biomas e reinos estudados. Destacados com * estão os agrupamentos com maior frequência de impactos negativos segundo o teste de Chi-quadrado. 40

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Características gerais das microbacias (MBH) analisadas. Onde: SIT – ponto amostral; CRD – Coordenadas UTM (Universal Transversa de Mercator) (22J); ALT – altitude (m); ARE – área total da MBH (ha); MAN – área manejada (ha); EUC – área cultivada com *Eucalyptus* spp. (ha); PIN - área cultivada com *Pinus* spp. (ha); ARA - área cultivada com *Araucaria angustifolia*; GRE – área com vegetação nativa (ha); ROA – área de estradas; ORD – ordem (Strahler, 1957). Para mais detalhes ver Material suplementar 2 e 3. 83

Tabela 2: Itens alimentares e suas variações antes e depois do MF, fornecidos pela análise SIMPER. Onde: CON- abundância média do item alimentar antes do MF; MAN- abundância média após o MF; ADS– dissimilaridade média entre CON e MAN; CNT- contribuição percentual na dissimilaridade encontrada; PNI– partes não identificadas de insetos alóctones; NI– não identificado. Com * estão os itens com maior contribuição percentual nas variações encontradas. Os traços indicam os itens excluídos ou inseridos após o manejo. 90

Resumo geral

Plantios comerciais com espécies florestais não nativas representam 7% da cobertura florestal do planeta, apresentando um crescimento rápido e constante, principalmente em países megadiversos, como o Brasil. Esse crescimento acelerado e suas implicações na conservação/manutenção da biodiversidade, além dos serviços ecossistêmicos, tornam o tema constante em todo o planeta. Nesse contexto, o presente estudo foi organizado em dois capítulos. O primeiro capítulo avaliou através de uma revisão sistematizada o conhecimento existente em estudos com a biota nativa conduzidos em áreas com plantios comerciais de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. no Brasil. A revisão foi realizada através da base de dados *ISI - Web of Science*, considerando-se o período entre 1960 e 2012. Os resultados revelaram um crescente interesse na produção de estudos envolvendo a biota nativa e estes plantios, especialmente para o ecossistema terrestre, o bioma Mata Atlântica e o reino Animalia. Há um predomínio de relatos de impactos negativos (e.g. redução da diversidade), com exceção ao reino Plantae que é beneficiado (e.g. aumento na diversidade) quando os plantios são realizados em áreas degradadas. O manejo florestal é apontado como a principal fonte geradora dos impactos encontrados, principalmente por sua influência na heterogeneidade ambiental no interior/exterior dos plantios. No segundo capítulo, foi avaliada a influência do manejo florestal de plantios comerciais de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. sobre a dieta de *Trichomycterus davisi*. As coletas de dados foram realizadas em riachos de microbacias hidrográficas inseridas em áreas com plantios comerciais de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp., localizados na ecoregião aquática Alto rio Paraná, antes (2011) e depois (2012) do manejo florestal. A dieta demonstrou um predomínio de invertebrados bentônicos, com variações na contribuição dos itens alimentares após o manejo florestal. Estas variações, juntamente com o conjunto de variáveis ambientais que a influenciaram, indicam que o manejo florestal afetou as

ligações entre os ecossistemas terrestre e aquático e a produtividade primária e secundária. Apesar das metodologias diferenciadas nos dois capítulos, os resultados evidenciam a importância da realização de estudos e/ou monitoramentos da biodiversidade nativa como subsídio para a elaboração de planos de manejo florestal mais sustentáveis. Junto a isso, os resultados sugerem que planos de manejo florestal podem ajudar a manter a biodiversidade, se levarem em conta a condição ambiental prévia do local e integrarem as plantações com os habitats circundantes. Neste sentido, é primordial que esses planos promovam a manutenção e o desenvolvimento do sub-bosque no interior dos plantios e a melhoria da vegetação nativa, principalmente nas áreas ripárias.

Palavras-chave gerais: Biomonitoramento, Certificação florestal, Conservação da biodiversidade, Dieta de peixes, *Forest Stewardship Council* (FSC), Homogeneização biótica, Ictiofauna, Impactos ambientais, Manejo florestal, Microbacias hidrográficas, Mudanças ambientais, Plantas arbóreas não nativas

General Abstract

Commercial plantations of non-native tree species represent 7% of the planet's forest cover, displaying a fast and constant growth, especially in megadiverse countries like Brazil. This accelerated growth and its implications to the biodiversity conservation/maintenance, as well as ecosystem services, make the theme a constant one in the whole planet. In this context, the present study was organized in two chapters. The first chapter evaluated, through a systematic review, the existing knowledge of the native biota studies conducted in areas with commercial plantations of *Pinus* spp. and *Eucalyptus* spp. in Brazil. The review was carried out using the ISI - Web of Science database, considering the period between 1960 and 2012. The results reveal an increasing interest in studies involving native biota and these plantations, especially in terrestrial ecosystems, the Atlantic Rain Forest biome and the Animalia kingdom. Reports indicating negative impacts (e.g. diversity reduction) are predominant, with the exception of the Plantae kingdom, which is benefitted (e.g. increase in diversity) when plantations are in degraded areas. Forest management is pointed as the principal generating source of the impacts found, especially for its influence in environmental heterogeneity inside and around plantations. In the second chapter, the influence of forest management of commercial plantations of *Pinus* spp. and *Eucalyptus* spp. on *Trichomycterus davisi* diet was evaluated. The data collection was conducted in streams of micro watersheds embedded in areas with commercial plantations of *Pinus* spp. and *Eucalyptus* spp., located in the aquatic ecoregion of Upper Paraná river, before (2011) and after (2012) forest management. The diet demonstrated a predominance of benthic invertebrates, with variations in the contribution of the food items after forest management. These variations, along with the set of environmental variables that have influenced, show that forest management affect the links between terrestrial and aquatic ecosystems and the primary

and secondary productivity. Despite the different methodologies in both chapters, the results show the importance of studies to elaboration of plans for a more sustainable forest management. Along with this, our results suggest forest management plans can help maintain biodiversity if they take into account the previous environmental condition of the site and integrate the plantations with their surrounding habitats. This way, these plans should promote maintenance and development of the sub-wood in the interior of plantations and improvement of native vegetation, especially in riparian areas.

General keywords: Biodiversity conservation, Biotic homogenization, Biomonitoring, Fish diet, Environmental changes, Environmental impacts, Forest certification schemes, Forest management, Forest Stewardship Council (FSC), Ichthyofauna, Non-native woody plants, Watersheds

Introdução geral

O termo Biodiversidade é bastante abrangente, mas, de acordo com a CDB (1992), ele dá ênfase “*a variabilidade de organismos vivos de todas as origens, compreendendo, dentre outros, os ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos de que fazem parte, compreendendo a diversidade dentro de espécie, entre espécies e de ecossistemas*”. A grande variedade e quantidade de espécies apresenta múltiplos e imprescindíveis papéis na regulação dos serviços ecossistêmicos, como a ciclagem de nutrientes e a regulação climática e hídrica (Bovarnick et al., 2010; Mace et al., 2012; Pereira et al., 2012). Entretanto, nas últimas décadas do período Antropoceno, a biodiversidade mundial tem sofrido taxas de extinção maiores que as do Pleistoceno (Rockström et al., 2009; Barnosky et al., 2011), principalmente por mudanças no uso do solo (e.g. agricultura, urbanização) (Pereira et al., 2012). Dentre essas mudanças, destaca-se a implantação de plantios em larga escala de espécies florestais não nativas (Richardson et al., 2014; Simberloff et al., 2010). Em 2005 esses plantios representavam 7% da cobertura florestal do planeta (Evans, 2009), com estimativas de alcançar 20% no final deste século (Brockerhoff et al., 2013). Estes plantios estão concentrados, principalmente, em países megadiversos como o Brasil (6,53 milhões de hectares) que é o segundo maior plantador de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. do planeta (ABRAF, 2012; GIT, 2009).

Estudos recentes mostram que estes plantios podem provocar a extinção de espécies (e.g. Pereira et al., 2012; Simberloff et al., 2010), favorecendo a ocorrência de organismos generalistas e/ou invasores (e.g. Umetsu & Pardini, 2007). Ainda, podem simplificar e homogeneizar a estrutura do ambiente, prejudicando os serviços ecossistêmicos relacionados (e.g. Rundel et al., 2014; Simberloff et al., 2010). Entretanto, outros estudos mostram que estes plantios promovem a conservação da biodiversidade e

serviços ecossistêmicos (e.g. Brockerhoff et al., 2013; Carnus et al., 2006) pela manutenção/conservação da flora (e.g. Abreu et al., 2011), da fauna nativa (e.g. Carrara et al., 2010), do solo e da água (Evans, 2009). Junto a isso, os plantios de espécies florestais não nativas são recomendados para a produção de biocombustíveis e como agentes de mitigação da mudança climática (Evans, 2009). Ainda, alguns países (e.g. Brasil) relatam que a implementação dessas plantações reduziu a taxa de desmatamento de florestas nativas e o consumo de produtos oriundos da vegetação nativa (IBGE, 2012).

Buscando mitigar os impactos negativos e potencializar os positivos destes plantios, as empresas reflorestadoras brasileiras adotam diferentes estratégias de manejo florestal, como o plantio em mosaico (Almeida et al., 2007), a retirada das espécies cultivadas invasoras da vegetação ripária (Arauco, 2013) e o monitoramento das variáveis limnológicas de microbacias hidrográficas adjacentes (PROMAB, 2014). Junto a isso, há a implantação de certificações ambientais, e.g. *Forest Stewardship Council* (FSC), que exigem o monitoramento dos impactos destes plantios sobre a biota nativa e a incorporação dos resultados nos planos de manejo florestal (FSC, 2014). A inclusão da biota em programas de monitoramento é uma medida eficaz da integridade biótica do ambiente (Johnson et al., 2007; Karr, 1981), principalmente para as mudanças no uso ou cobertura do solo (Suriano et al., 2011). O monitoramento dos padrões estruturais e funcionais dos organismos (Smith, 2013) fornece informações importantes no desenvolvimento de estratégias de conservação (Braga et al., 2012).

Neste contexto, considerando-se que o Brasil é um dos 17 países megadiversos no mundo, que existe reconhecida influência nos corpos hídricos (Ferraz et al., 2013) e importância ecológica (Evans, 2009), social e econômica (ABRAF, 2012) dos plantios de espécies florestais não nativas, é importante a ciência do conhecimento existente e a análise direta dos impactos desses plantios sobre a biodiversidade brasileira. Assim, no

capítulo 1, com o uso de uma revisão sistematizada (Lowry et al., 2013; Uman, 2011), buscou-se sintetizar o conhecimento existente nos estudos envolvendo a biota nativa conduzidos nos plantios dominantes no Brasil (i.e. *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp.). No capítulo 2, objetivou-se analisar a dieta de *Trichomycterus davisi* em riachos de microbacias hidrográficas inseridas em áreas com plantios comerciais de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp., com a intenção de identificar possíveis impactos resultantes do manejo destes plantios (i.e. corte raso, preparo de solo e plantio). Com isso, foram condensadas as informações existentes sobre a relação entre os plantios de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. e a biota nativa, gerando uma fonte de informações para futuras análises, além da identificação da influência do manejo florestal sobre a biota aquática. Desta forma, melhorando a compreensão das relações causa/efeito neste processo e fornecendo o embasamento para a implementação de medidas de manejo florestal mais sustentáveis.

Referências

- (ABRAF) Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas, 2012. Anuário estatístico - ano base 2011. ABRAF, Brasília.
- Abreu, R.C.R., Durigan, G., 2011. Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. *Plant Ecol. Divers.* 4, 269-278.
- Almeida, A.C., Soares, J.V., Landsberg, J.J., Rezende, G.D., 2007. Growth and water balance of *Eucalyptus grandis* hybrid plantations in Brazil during a rotation for pulp production. *Forest Ecol. Manage.* 251,10-21.
- Arauco Forest Brazil, 2013. Resumo público do manejo florestal 2012/2013 – Região de Tunas do Paraná. <http://www.arauco.cl/_file/file_3305_res-publico-fsc_tunas_final_dez2012.pdf> (acessado.Março 2014).

- Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., et al., 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nat.* 471, 51-57.
- Bovarnick, A., Alpizar, F., Schnell, C., 2010. The importance of biodiversity and ecosystems in economic growth and equity in Latin America and the Caribbean: an economic valuation of ecosystems. United Nations Development Programme, New York.
- Braga, R.R., Bornatowski, H., Vitule, J.R.S., 2012. Feeding ecology of fishes: an overview of worldwide publications. *Rev. Fish. Biol. Fish.* 22, 915-929.
- Brockerhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A., et al., 2013. Role of Eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. *For. Ecol. Manage.* 301, 43-50.
- Carnus, J.M., Parrotta, J., Brockerhoff, E.G., et al., 2006. Planted forests and biodiversity. *J. For.* 104, 65–77.
- Carrara, L.A., Faria, L.C.P., Antas, P.T.Z., et al., 2010. Commercial Eucalyptus plantation as communal night roosts of parrots *Amazona* spp.: selective convergence. *Rev. Bras. Ornit.* 18, 49-54.
- (CDB) Covention on Biological Diversity, 1992. United Nations. <<https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf>> (acessado.Março 2014).
- Evans, J., 2009. Planted forests: uses, impacts, and sustainability. CAB International and Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). FAO, Rome.
- Ferraz, S.F.B., Lima, W.P., Rodrigues, C.B., 2013. Managing forest plantation landscapes for water conservation. *For. Ecol. Manage.* 301, 58-66.
- (FSC) Forest Stewardship Council, 2014. FSC Principles and Criteria for Forest Stewardship. FSC-STD-01-001 (version 4-0). <<http://www.fsc.org/download.fsc-std-01-001-v4-0-en-fsc-principles-and-criteria-forforest-stewardship.181.htm>> (acessado Março 2014).

- GIT Forestry Consulting, 2009. Global Eucalyptus map. <http://git-forestry.com/download_git_eucalyptus_map_PT.htm> (acessado Março 2014).
- (IBGE) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012. Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura. <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/pevs/2011/default.shtm>> (acessado Janeiro 2012).
- Johnson, R.K., Furse, M.T., Hering, D., Sandin, L., 2007. Ecological relationships between stream communities and spatial scale: implications for designing catchment-level monitoring programs. *Freshw. Biol.* 52, 939–958.
- Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*. 6, 21-27.
- Lowry, E., Rollinson, E.J., Laybourn, A.J., et al., 2013. Biological invasions: a field synopsis, systematic review, and database of the literature. *Ecol. Evol.* 3, 182-196.
- Mace, G.M., Norris, K., Fitter, A.H., 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends Ecol. Evol.* 27, 19-26.
- Pereira, H.M., Navarro, L.M.N., Martins, I.S., 2012. Global Biodiversity Change: The Bad, the Good, and the Unknown. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 37, 25-50.
- (PROMAB) Programa de Monitoramento Ambiental em Microbacias. 2014. <<http://www.ipef.br/promab>> (acessado.Março 2014).
- Richardson, D.M., Hui, C., Nuñez, M.A., Pauchard, A., 2014. Tree invasions: patterns, processes, challenges and opportunities. *Biol. Inv.* 16, 473–481.
- Rockström, J., et al., 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472-475.
- Rundel, P.W., Dickie, I.A., Richardson, D.M., 2014. Tree invasions into treeless areas: mechanisms and ecosystem processes. *Biol. Inv.* 16, 663–675.

- Simberloff, D., Nunez, M.A., Ledgard, N.J., et al., 2010. Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecol.* 35, 489-504.
- Smith, E.P., 2013. BACI Design. *Encyclopedia of Environmetrics*. <<http://www.10.1002/9780470057339.vab001.pub2>> (acessado.Maio 2013).
- Suriano, M.T., Fonseca-Gessner, A.A., Roque, F.O., Froehlich, C.G., 2011. Choice of macroinvertebrate metrics to evaluate stream conditions in Atlantic Forest, Brazil *Environ. Monit. Assess.* 175, 87–101.
- Uman, L.A., 2011. Systematic Reviews and Meta-Analyses. *J. Can. Acad. Child. Adolesc. Psychiatry.* 20, 57–59.
- Umetsu, F., Pardini, R., 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats-evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landsc. Ecol.* 22, 517-530.

CAPÍTULO 1

Capítulo submetido a “Forest Ecology and Management” – Qualis A1 - Área de Biodiversidade

Formatado conforme as normas do periódico, exceto alinhamento e espaçamento.

Estudos ecológicos revelam impactos amplos e heterogêneos de plantios de espécies florestais exóticas - exemplos de um país megadiverso

Marcos Ostrowski Valduga^{a,b*}, Rafael Dudeque Zenni^c, Jean Ricardo Simões Vitule^{a,b,d}

^aLaboratório de Ecologia e Conservação (LEC). Universidade Federal do Paraná, Caixa postal: 19031, CEP: 81531-980, Curitiba, PR, BR. Telefone/Fax: +55 (41) 3361-3012.

^bPrograma de Pós Graduação em Ecologia e Conservação (PPGECO). Universidade Federal do Paraná, Caixa postal:19031, CEP: 81531-980, Curitiba, PR, BR. Telefone/Fax: +55 (41) 3361-3012.

^cDepartment of Ecology & Evolutionary Biology, The University of Tennessee, 569 Dabney Hall, Knoxville, TN, 37996, USA. Phone: +1 (865) 560-6096. Fax: +1 (865) 974-3067. rafaeldz@gmail.com.

^dE-mail: biovitule@gmail.com

***Autor para correspondência:** E-mail marcos_valduga@hotmail.com. Phone/Fax: +55-41-3361-3012.

Resumo

Plantações comerciais com espécies arbóreas exóticas representam, atualmente, 7% da cobertura florestal do planeta e 1,24% da vegetação Brasileira. A área plantada deverá aumentar em um futuro próximo, especialmente em países megadiversos. Assim, é importante resumir o conhecimento existente sobre os efeitos ecológicos das plantações comerciais. Neste estudo, foi realizada uma revisão sistematizada das pesquisas ecológicas envolvendo as espécies florestais mais comuns no Brasil (*Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp.). Comparamos as métricas das publicações (ano de publicação e periódico) e a distribuição geográfica entre as espécies plantadas, ecossistemas, biomas, taxa, impactos e fontes destes impactos. Encontramos 152 estudos, publicados entre 1992 e 2012, com um substancial aumento após 2005 (82,2% dos estudos encontrados). O aumento no número de publicações está correlacionado ao aumento da área plantada, com o número de plantações certificadas com o FSC e com o número estimado de espécies nos reinos analisados. Os estudos foram mais comuns para o ecossistema terrestre (92,1%), bioma Mata Atlântica (55,3%) e reino Animalia (68,2%). Os impactos negativos das plantações de espécies florestais exóticas foram os mais frequentemente reportados (55,9% dos estudos), seguido de impactos positivos (27%) e impactos mistos (17,1%). Os impactos negativos destas plantações são o declínio da riqueza e da abundância relativa dos organismos, da diversidade do banco de sementes e da regeneração natural, tanto no interior dos plantios quanto na vegetação nativa ao redor. Em contraste, os impactos positivos predominam no reino Plantae, principalmente pela manutenção ou aumento da diversidade do banco de sementes e da regeneração natural em áreas degradadas. Os impactos mistos reportam, principalmente, o aumento da abundância de espécies nativas que são consideradas pragas das espécies cultivadas em detrimento das outras espécies nativas. Também foi encontrado que práticas de manejo comumente

adotadas (e.g. ausência de corredores de vegetação nativa no interior dos plantios) são as principais causas dos impactos relatados. Práticas de manejo florestal podem incrementar ou reduzir a heterogeneidade ambiental no interior e ao redor das plantações. Tomados em conjunto, os resultados sugerem que planos de manejo florestal podem ajudar a manter a biodiversidade, se levarem em conta a condição ambiental prévia do local e integrem as plantações com os habitats circundantes.

Palavras-chave: Conservação da biodiversidade, Mudanças ambientais, Certificações florestais, Manejo florestal, Plantas arbóreas não nativas

Abstract

Commercial plantations with exotic tree species currently represent 7% of the planet's forest cover and 1.24% of the Brazilian vegetation. The planted area is expected to increase in the near future, especially in megadiverse countries. Thus, it is important to summarize the existing knowledge on the ecological effects of commercial plantations. For this study, we conducted a systematic review of the published ecological research including the most common planted tree species in Brazil (*Pinus* spp. and *Eucalyptus* spp.). We compared publication metrics (year of publication and journals) and geographical distribution among the species planted, ecosystems, biomes, taxa, impacts, and impact sources. We found 152 studies published between 1992 and 2012, with a substantial increase in the number of publications after 2005 (82.2% of the studies found). The increase in number of publications correlates with the increase in area planted, in number of plantations with FSC certification, and in estimated number of species in the studied kingdoms. Studies were mostly in terrestrial ecosystem (92.1%), in the Atlantic Rain Forest biome (55.3%), and in the kingdom Animalia (68.2%). Negative impacts of exotic tree plantations were more frequently reported (55.9% of the studies), followed by positive impacts (27%), and mixed impacts (17.1%). The negative impacts reported for these plantations were declines in richness and relative abundance of organisms, diversity of the seed bank, and natural regeneration, both inside plantations and in native vegetation around plantations. In contrast, positive impacts are predominant in the kingdom Plantae, mainly by the increased or maintained diversity of the seed bank and natural regeneration in degraded areas. The mixed impacts reported mainly related to increases in the abundance of native tree plantation pests, to the detriment of other native species. We also found that some commonly adopted forest management practices (e.g. absence of native vegetation strips within plantations) were the main cause of the impacts. Forest

management practices can both increase or decrease environmental heterogeneity inside and around plantations. Taken together, our results suggest forest management plans can help maintain biodiversity if they take into account the previous environmental condition of the site and integrate the plantations with their surrounding habitats.

Keywords: Biodiversity conservation, Environmental changes, Forest certification schemes, Forest management, Non-native woody plants

1. Introdução

Estudos recentes mostraram que as plantações florestais exóticas (PFE) podem causar a extinção de espécies (Pereira et al., 2012), favorecendo a ocorrência de espécies generalistas e/ou invasoras (Martin et al., 2012), simplificando e homogeneizando a estrutura do meio ambiente e prejudicando os serviços ecossistêmicos (Araújo et al., 2010; Rundel et al., 2014). Além disso, esses plantios podem afetar os recursos hídricos, alterando suas características químicas, físicas e biológicas (Scott, 2005; Stenert et al., 2012). Por outro lado, alguns estudos têm mostrado que os PFE podem promover a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (Brockerhoff et al., 2013; Carnus et al., 2006), pela manutenção da flora (Abreu et al., 2012) e fauna nativa (Carrara et al., 2010). Junto a isso, estes plantios têm sido recomendados para a conservação do solo e da água, para a produção de biocombustíveis e como agentes mitigadores das mudanças climáticas (Evans, 2009).

Em 2005 os PFE representavam 7% da cobertura florestal do planeta (Evans, 2009) e estimativas futuras sugerem que podem chegar a 20% até o final deste século (Brockerhoff et al., 2013). A maior parte do aumento da área plantada vem ocorrendo, principalmente, em países megadiversos como o Brasil, Índia e China, que juntos representam 56% da área cultivada mundialmente (GIT, 2009). No Brasil, investimentos maciços resultaram em um aumento na área plantada, de 400 mil para 6,5 milhões de hectares (mha), entre 1965 e 2012, devendo atingir nove mha em 2020 (ABRAF, 2012). Os principais plantios no Brasil envolvem o *Pinus* spp. (1,6 mha) e o *Eucalyptus* spp. (4,9 mha). Estes plantios estão distribuídos em todos os biomas e Estados brasileiros, representando 1,24% de toda a cobertura vegetal (ABRAF, 2012). Afim de mitigar os impactos negativos e promover impactos positivos dessas plantações, a maioria dos PFE brasileiros tem uma ou mais certificações florestais, e.g. *Forest Stewardship Council*

(FSC) (BRACELPA, 2012). A certificação FSC foi implementada no Brasil a partir de 1996 e requer o monitoramento dos impactos das plantações sobre a biota nativa, a publicação dos resultados e a sua incorporação nos planos de manejo florestal (FSC, 2012).

Desta forma, uma vez que o Brasil abriga ~20% de toda a biodiversidade mundial (Forzza et al., 2012), é o segundo país do mundo em área cultivada com espécies florestais não nativas (ABRAF, 2012), que existe reconhecida importância ecológica, social e econômica destes plantios (Evans, 2009), é de extrema importância resumir o conhecimento existente sobre os efeitos ecológicos das plantações comerciais. Nesse contexto, buscamos através de uma revisão sistematizada resumir o conhecimento ecológico disponível para as plantações de árvores dominantes no Brasil (*Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp.). As revisões sistematizadas especificam critérios de pesquisa sobre um determinado assunto, usando protocolos pré-definidos, com o objetivo de reduzir o viés, proporcionar a possibilidade de replicação rigorosa e diagnosticar lacunas (Lowry et al., 2013). Além disso, as revisões sistematizadas fornecem resultados de alta qualidade, identificando, avaliando e sintetizando todos os estudos relevantes sobre um determinado tema (Lowry et al., 2013; Uman, 2011).

Neste estudo, os objetivos foram: i) avaliar quais periódicos publicam mais estudos envolvendo a biodiversidade brasileira e os PFE; ii) verificar o incremento no número de estudos em relação ao aumento da área plantada e em relação ao aumento das áreas certificadas pelo FSC; iii) avaliar o número de estudos em relação aos Estados brasileiros e às espécies cultivadas (*Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp.); (iv) verificar quais os ecossistemas e biomas são os mais estudados em áreas com PFE; (v) verificar quais os organismos nativos são os mais estudados em áreas com PFE e a relação entre o número estimado de espécies nos reinos estudados e o número de estudos nestes reinos; (vi)

identificar e quantificar os impactos dessas plantações sobre a biodiversidade; (vii) qualificar e quantificar as prováveis fontes geradoras desses impactos.

2. Material e métodos

Nossa revisão foi feita por meio do *ISI Web of Science (WoS)*, seguindo a sequência de passos descrita na Fig. 1. Para a busca de estudos estipulou-se o período entre 01/01/1960 e 18/12/2012, com a combinação dos termos: Topic = (pinus OR pine OR eucal?pt*) AND Topic = ("south america*" OR bra?il OR neotropic*), em todas as bases de dados da WoS. Para a primeira triagem realizamos a leitura do resumo para a exclusão das publicações não relacionadas com os objetivos deste estudo (e.g. estudos que relatavam apenas parâmetros abióticos, incremento de crescimento). Posteriormente, em uma segunda triagem, após a leitura integral, foram selecionados somente estudos que avaliavam os efeitos ecológicos dos PFE sobre a biota nativa. Os estudos fora desse contexto foram descartados (e.g. trabalhos que relatavam medidas de estrutura da comunidade apenas em áreas de cultivo, sem comparação com dados de condições naturais ou outro tipo de controle comparativo, estudos com foco exclusivamente nas espécies exóticas plantadas). Dos artigos que se enquadraram nos critérios de seleção foram extraídas informações sobre: ano de publicação, periódico, Estado(s) onde foi realizado o estudo, espécie plantada, ecossistema abordado (aquático e/ou terrestre), bioma(s) brasileiro(s) (IBGE, 2013), táxons avaliados (i.e. reino, filo ou divisão das espécies nativas estudadas) (ITIS, 2013; Stevens, 2013), objetivos, impactos e suas possíveis fontes geradoras. No caso do estudo analisado envolver mais de um Estado, ecossistema, bioma, reino (e.g. reino Plantae e Animalia) ou filo, este foi quantificado para ambos os agrupamentos encontrados. No caso de ser indicada mais de uma provável fonte geradora dos impactos encontrados (e.g. aumento da riqueza com o envelhecimento

do plantio e o uso das espécies plantadas como recurso por espécies nativas), estas foram quantificadas individualmente. Assim, a soma de estudos em todas as categorias excede o número de artigos encontrados na pesquisa final.

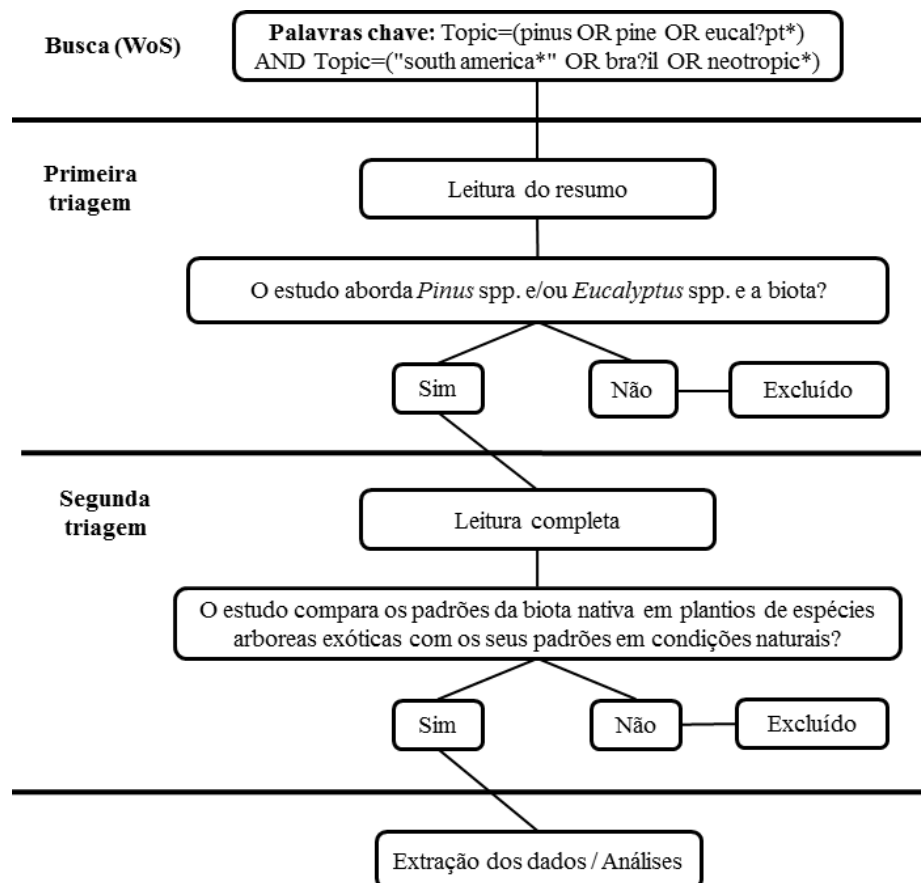


Fig. 1. Fluxograma demonstrando a lógica utilizada no processo de busca, análise e triagem dos dados na base de dados *ISI Web of Science* (WoS). As perguntas representam a forma de seleção dos estudos à cada etapa da triagem e a ação adotada posteriormente.

Para identificar quais periódicos publicam mais estudos referentes à influência dos PFE sobre a biodiversidade brasileira em relação ao total de artigos publicados nestes periódicos, foi utilizada a fórmula proposta por Braga et al. (2012). Este método pondera a quantidade de estudos encontrados em nossa busca para um determinado periódico, pela quantidade de artigos publicados nesse mesmo periódico, resultando em um peso relativo (w) para cada periódico: $w=[n/(p*e*y)]*1000$, onde: n é o número de artigos resultantes

na busca para cada periódico, p é o somatório do número de artigos publicados na primeira edição de cada ano, e é o número de edições por ano e y é o número de anos considerados na busca na base WoS. Neste sentido, este período foi limitado a oito anos, dada a ausência de informações para alguns periódicos para o período anterior a 2004. O fator de impacto dos últimos dois anos (FI) também foi considerado nas análises, sendo obtido do *Journal Citations Reports* (2013).

Para analisarmos a influência do aumento das áreas com PFE e das áreas com certificação FSC (FSC, 2012) na produção de estudos, agrupamos as publicações de acordo com o ano de publicação. Pela ausência de dados do total de áreas com plantios no período entre 1992 e 2000, período em que houve uma diminuição da área plantada, realizamos a redução proporcional de -1,5% ao ano sobre área plantada em 1990, seguindo estimativas da ABRAF (2004). Para o ano de 2012, utilizamos a taxa de crescimento dos plantios em 2011, +0,1%, sobre a área plantada em 2011, seguindo estimativas da ABRAF (2012). Para a certificação FSC, foi avaliado o aumento no número de estudos a partir de sua implantação no Brasil, em 1996, à 2010, que é o período para o qual os dados oficiais de áreas certificadas estavam disponíveis (BRACELPA, 2012).

Como forma de avaliar e verificar se a distribuição das publicações encontradas segue a distribuição espacial dos plantios, reagrupamos as publicações conforme o Estado aonde foram realizadas e por espécies cultivadas (i.e. *Pinus* spp. ou *Eucalyptus* spp.), para então relacionarmos essas informações com a área total plantada para cada espécie em todos os Estados com dados oficiais de PFE (ABRAF, 2012; FIRJAN, 2009). Isto foi realizado pois os plantios de *Pinus* spp. estão concentrados nos Estados da região Sul e os plantios de *Eucalyptus* spp. nas demais unidades da federação (ABRAF, 2012). Também avaliamos a dimensão espacial atingida pelos estudos encontrados, sendo

calculada a proporção de estudos por ha para o total de área plantada, para o total de área certificada pelo FSC e pelas áreas plantadas com *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp.

Para avaliar a proporção de estudos sobre os ecossistemas (aquático ou terrestre), biomas brasileiros (IBGE, 2013) e organismos nativos estudados, agrupamos os organismos nativos em grupos taxonômicos (i.e. reino), seguindo a classificação de Whittaker (1969). O maior refinamento taxonômico foi utilizado, *a posteriori*, para os dois reinos mais estudados, seguindo a classificação disponível no *Integrated Taxonomic Information System* (ITIS, 2013) e *Angiosperm Phylogeny Website* (Stevens, 2013). Para estimar se há relação entre o número de estudos encontrados em cada reino com o número de espécies nestes reinos, foram utilizadas informações disponibilizadas por Lewinsohn e Prado (2005).

Posteriormente, avaliamos a proporção dos tipos de impactos dos PFE sobre os ecossistemas, biomas e reinos nativos estudados. Para tanto, consideramos “impacto” como qualquer alteração (ISO 14.050, 2013) (i.e. flutuações superiores às variações naturais) nos parâmetros estruturais e funcionais dos taxa nativos e funções ou serviços ecossistêmicos: riqueza, abundância, reprodução, crescimento, colonização, densidade ou biomassa de organismos, diversidade no banco de sementes ou da regeneração natural, biomassa ou atividade microbiana no solo e na decomposição da serapilheira. Assim, o impacto pode ser um efeito positivo (e.g. aumento ou manutenção dos parâmetros listados acima), negativo (e.g. diminuição em algum dos parâmetros listados acima) ou misto (positivo para um dos parâmetros e negativo para outro).

Para qualificar os impactos encontrados e facilitar o entendimento das variações geradas por eles, esses parâmetros foram classificados de acordo com a sua especificidade: impactos sobre a reprodução, crescimento, colonização, densidade e biomassa de organismos foram agrupados como "impactos a nível de população."

Impactos sobre a riqueza, abundância relativa, a diversidade do banco de sementes e regeneração natural foram agrupadas como "impactos ao nível de comunidade". Mudanças na biomassa, na mesofauna, na atividade microbiana no solo, nas taxas de decomposição em ecossistemas aquáticos, o controle biológico de pragas por organismos nativos e a decomposição foliar foram agrupadas como "impactos no nível de ecossistema". Então, com base na conclusão dos estudos, obteve-se as fontes prováveis para os impactos relatados, sendo quantificadas as respectivas proporções para cada grupo impactado.

2.1. Análise dos dados

Análises gráficas de correlação e testes de correlação de Pearson foram realizados para testar a relação entre o FI dos periódicos e o número de estudos resultantes. Os mesmos testes foram utilizados para investigar a relação entre a produção de estudos e variação espacial, temporal e interespecíficos das áreas com PFE e certificadas pelo FSC. Finalmente, verificamos se há relação entre o número de estudos encontrados nos reinos analisados e o número estimado de espécies para cada reino. Para todas as correlações executadas, foi testada a normalidade dos dados através do teste de Shapiro-Wilk e, a seguir, os dados foram log-transformados. Foi realizado um teste Chi-quadrado para avaliar diferenças na distribuição dos impactos entre os ecossistemas, biomas e reinos. Todas as análises foram realizadas no software Origin Pro-8 (OriginLab Corporation).

3. Resultados

A busca inicial resultou em 1.494 estudos, dos quais 330 passaram pela primeira triagem e 152 (10,1%) preencheram os critérios de inclusão durante a segunda e última

triagem (Material suplementar 1). Os 152 estudos foram publicados em 66 periódicos, sendo que 8,5% deles foram publicados na “*Forest Ecology and Management*”, 5,2% publicado na “*Revista Brasileira de Ciência do Solo*” e 4,6% foram publicados no periódico “*Biodiversity and Conservation*” (Fig. 2). Os 63 periódicos restantes publicaram menos de 4% dos estudos cada. O maior peso relativo (w) foi de 1,16 para a “*Revista Brasileira de Ornitologia*”, 0,81 para o periódico “*Mammalia*” e 0,69 para o “*Journal of Tropical Ecology*” (Fig. 2). Os 63 periódicos restantes tiveram $w < 0,69$. A média \pm desvio padrão do FI foi de $1,336 \pm 1,07$. A revista com maior FI foi o “*Journal of Applied Ecology*” (FI = 4,7, $n = 2$), seguido por “*Biological Conservation*” (FI = 4,355, $n = 1$) e “*Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*” (FI = 4,158, $n = 1$). Não houve relação entre o FI dos últimos dois anos e a frequência relativa de estudos por periódico.

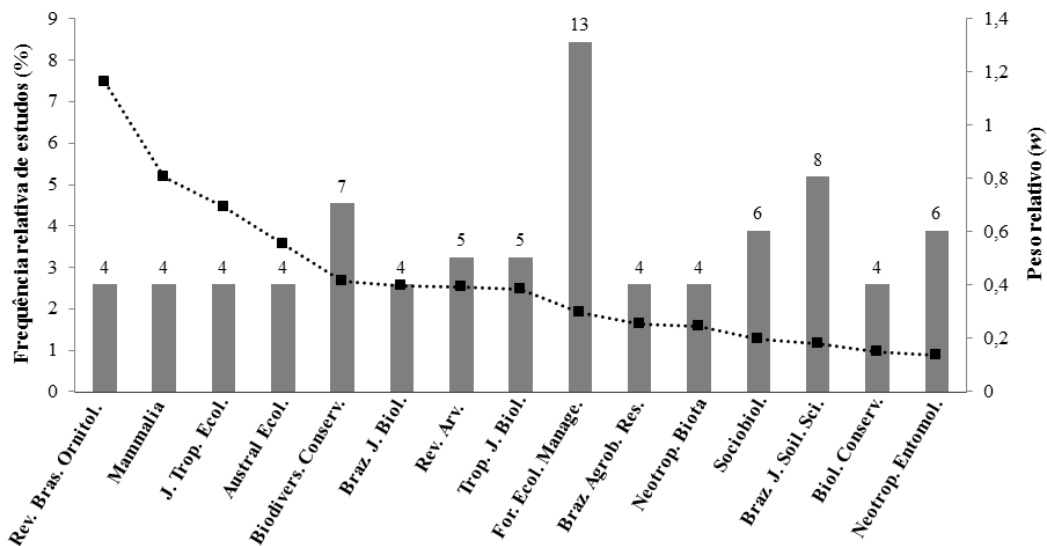


Fig. 2. Periódicos com quatro ou mais publicações de estudos ecológicos em PFE. As barras cinza representam o número de estudos e os quadrados negros representam o peso relativo (w) de cada periódico. Os números sobre as barras representam o número de estudos em cada periódico.

Os estudos selecionados foram publicados a partir de 1992, sendo detectado um aumento substancial do número de publicações entre 2005 e 2012 (Fig. 3). Esse período de sete anos concentrou 82,2% dos estudos encontrados, sendo esse aumento na produção de estudos correlacionado com o aumento da área com PFE ($r = 0,5, p = 0,01$). Também foi encontrada uma correlação positiva entre o número de estudos publicados e o aumento da área certificada com FSC ($r = 0,7, p < 0,001$), conforme exibido na análise gráfica (Fig. 4a), com a proporção de um estudo para cada 37.000 ha de área certificada.

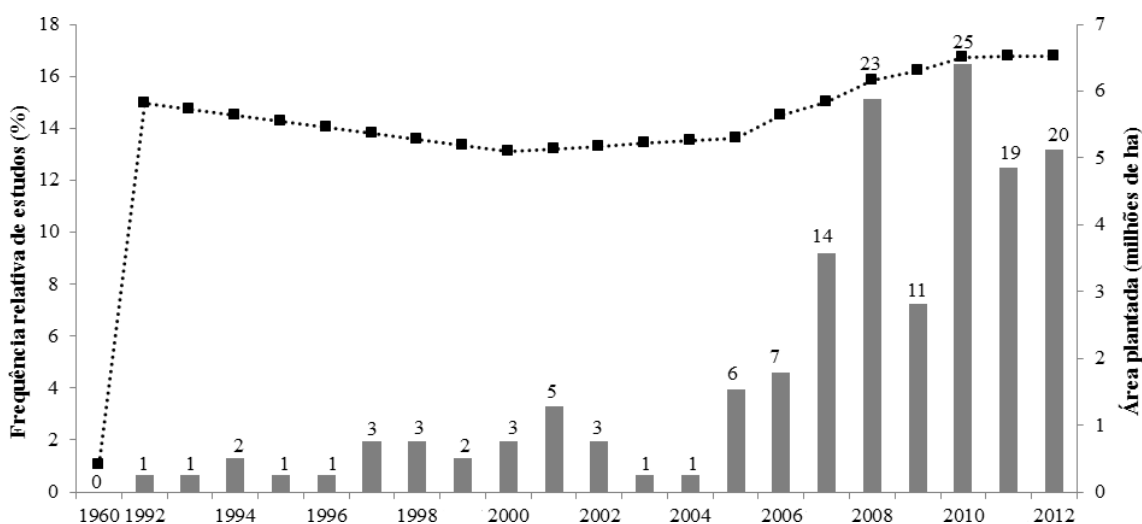


Fig. 3. Frequência relativa dos estudos encontrados e área plantada entre 1992 e 2012. As barras cinza representam o número de estudos e os quadrados negros representam a área plantada (milhões de ha) (ABRAF, 2012) a cada ano. Os números sobre as barras representam o número de estudos encontrados para cada ano.

Dos 17 estados brasileiros com PFE, 14 tiveram estudos realizados em seus territórios. No entanto, três Estados (Minas Gerais, São Paulo e Rio Grande do Sul) concentraram a maioria dos estudos realizados (65,7%) (Tabela 1). 75% dos estudos foram conduzidos em áreas plantadas com *Eucalyptus* spp., em 14 dos 17 Estados plantadores dessa espécie. 66,3% dos estudos envolvendo *Eucalyptus* spp. foram realizados em Minas Gerais, São Paulo e Rio Grande do Sul, com a proporção de um

estudo para cada 46.800 ha de área plantada (Tabela 1). Os demais estudos (25%) foram realizados em áreas com plantações de *Pinus* spp., em oito dos 12 Estados com plantios desta espécie, com a maioria dos estudos (75%) sendo realizados no Rio Grande do Sul, São Paulo e Paraná, com a proporção de um estudo de 28.500 ha de área plantada (Tabela 1). O teste de correlação de Pearson mostrou uma relação positiva entre o número de publicações e o tamanho da área plantada em cada Estado ($r = 0,7, p < 0,001$), entre o número de estudos e a área plantada com *Eucalyptus* spp. ($r = 0,6, p = 0,009$) (Fig. 4b) e *Pinus* spp. ($r = 0,8, p = 0,003$) (Fig. 4c).

Tabela 1. Número de estudos para os Estados brasileiros (n). Onde: EPA - área plantada com *Eucalyptus* spp. (ha) (ABRAF, 2012); NES - Número de estudos em plantios com *Eucalyptus* spp.; SPE - estudos pela área plantada de *Eucalyptus* spp. (ha) em cada Estado; PPA - área plantada com *Pinus* spp. (ha) (ABRAF, 2012); NPS - Número de estudos em plantios com *Pinus* spp.; SPP - estudos pela área plantada de *Pinus* spp. (ha) em cada Estado.

State	n	EPA	NES	SPE	PPA	NPS	SPP
Amapa	10	50099	10	5009,9	445		
Bahia	4	60744	3	20248	2152	1	2152
Espirito Santo	10	197512	10	19751,2	2546		
Goiás	1	59624	1	59624	1076	1	1076
Maranhão	2	165717	2	82858,5			
Mato Grosso	0	58843					
Mato Grosso do Sul	3	475528	3	158509,3	11871		
Minas Gerais	38	1401787	35	40051,1	75408	3	25136
Para	11	151378	11	13761,6			
Paraná	9	188153	5	37630,6	658707	7	94101
Pernambuco	1	13541	1	13541			
Piauí	0	26493					
Rio de Janeiro	6	18093	5	3618,6	156	1	156
Rio Grande do Sul	26	280198	16	17512,38	164086	21	7813,6
Santa Catarina	4	104686	1	104686	538254	4	134563,5
São Paulo	33	1031677	28	36845,61	156726	8	19590,7
Tocantins	0	65502					

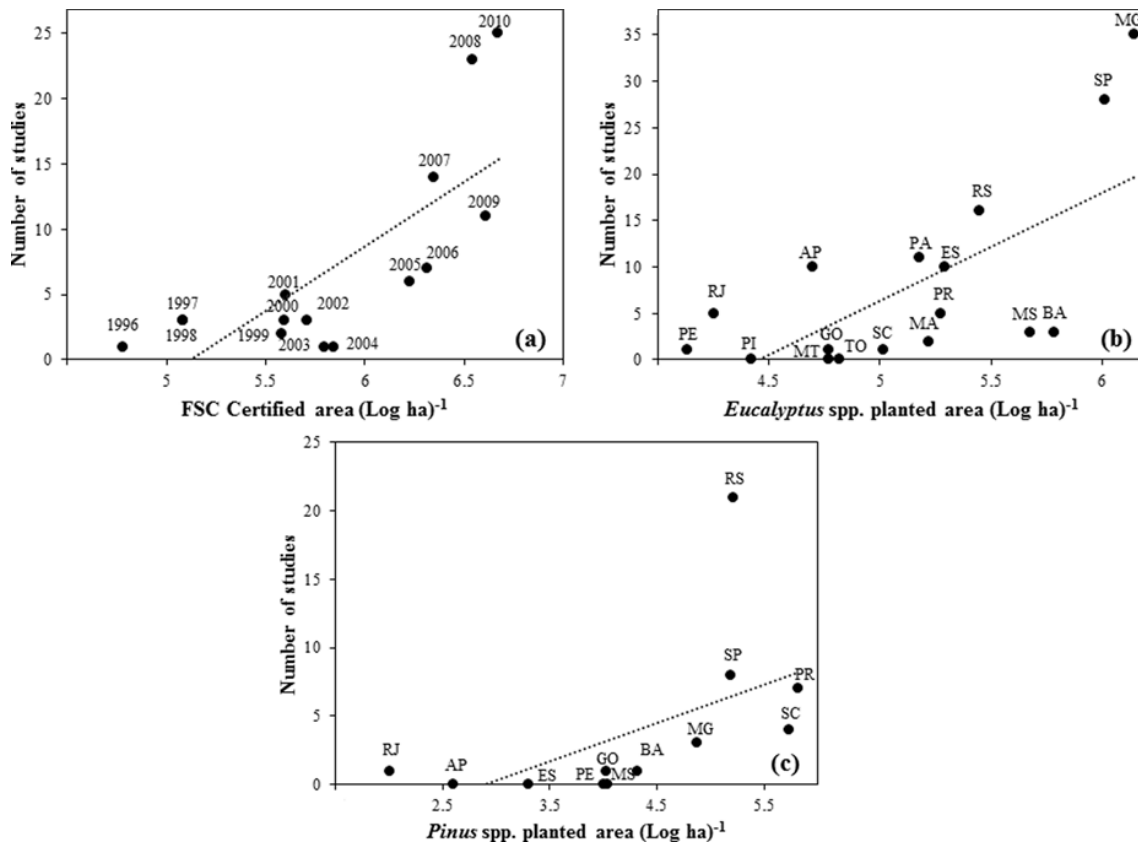


Fig. 4. (a) - Correlação entre o número de estudos encontrados e o aumento das áreas de PFE certificados pelo FSC (Log ha)⁻¹. (b) - Correlação entre o número de estudos encontrados e as áreas plantadas (Log ha)⁻¹ com *Eucalyptus* spp. nos Estados brasileiros. (c) - Correlação entre o número de estudos encontrados e as áreas plantadas (Log ha)⁻¹ com *Pinus* spp. nos Estados brasileiros. A linha pontilhada indica o melhor ajuste entre os pontos. Os pontos abaixo dessa linha mostram os anos e Estados com menor produção de estudos em relação à área certificada ou por espécie plantada e em relação ao número de pesquisadores, enquanto que os pontos acima da linha representam uma maior produção de estudos. Os acrônimos representam os Estados brasileiros com PFE, onde: AP – Amapá; BA – Bahia; ES – Espírito Santo; GO – Goiás; MA – Maranhão; MG – Minas Gerais; MS – Mato Grosso do Sul; MT – Mato Grosso; PA – Pará; PE – Pernambuco; PI – Piauí; PR – Paraná; RJ – Rio de Janeiro; RS – Rio Grande do Sul; SC – Santa Catarina; SP – São Paulo; TO – Tocantins.

A grande maioria dos estudos (92,1%) foram realizados em ecossistemas terrestres e, apenas, 7,9% foram realizadas nos ecossistemas aquáticos (Tabela 2). A Mata

Atlântica foi o bioma mais estudado (55,3% dos estudos), seguido pelo Cerrado (28,3%), a Amazônia (7,2%), o Pampa (6,6%) e a Caatinga (2,6%) (Tabela 2). Entre os reinos, Animalia foi o foco de 68,2% dos estudos, seguido por Plantae (18,2%), Monera (7,8%), e Fungi (5,8%) (Tabela 2). O teste de correlação de Pearson mostrou uma forte relação entre o número de estudos publicados e o número estimado de espécies em cada reino ($r = 0,9$, $p = 0,01$). No reino Animalia, o filo Arthropoda foi o mais estudado (56,5% dos estudos), seguido pelos filos Chordata (33%), Mollusca (4,3%), Annelida (3,5%), Platyhelminthes (1,8%) e Cnidaria (0,9%). No reino Plantae, a divisão Angiospermae foi a mais estudada (57,1% dos estudos), seguida pela divisão Gimnospermae (20%), Pteridophyta (17,1%) e Bryophyta (5,8%).

Tabela 2. Número de estudos (n) e frequência relativa (%) dos impactos sobre os parâmetros de população (POP) e de comunidade (COM) e sobre os serviços ecossistêmicos (ECO), obtidos na seção de resultados dos estudos analisados, e sua contribuição percentual nos ecossistemas, biomas e reinos estudados. Destacados com * estão os agrupamentos com maior frequência de impactos negativos segundo o teste de Chi-quadrado.

Impacts	n	Negative			Positive			Mixed		
		POP	COM	ECO	POP	COM	ECO	POP	COM	ECO
General*	152	7.9	40.1	7.9	5.9	12.5	8.6	4.6	11.2	1.3
Ecosystem										
Terrestrial*	140	7.1	38.6	7.1	6.4	13.6	10	5.0	11.4	0.7
Aquatic*	12	16.7	50	8.3					25	
Biome										
Atlantic Rain Forest*	84	8.3	42.9	2.4	8.3	9.5	10.7	4.8	10.7	2.4
Cerrado	43	11.6	27.9	4.7	2.3	18.6	11.6	7.0	16.3	
Amazônico	11	9.1	45.5	9.1		36.4				
Pampa*	10	10	70	10					10	
Caatinga	4		50			25			25	
Kingdom										
Animalia*	105	7.6	47.6	2.9	5.7	9.5	7.6	5.7	12.4	1
Plantae	28	3.6	28.6	7.1	7.1	28.6	10.7	3.6	10.7	
Monera*	12		50	16.7		8.3	16.7		8.3	
Fungi	9	11.1	33.3	22.2		11.1	11.1		11.1	

Encontramos uma prevalência de impactos negativos dos PFE sobre os parâmetros ao nível de comunidade nos diferentes ecossistemas, biomas e organismos nativos estudados, com exceção do Reino Plantae (Tabela 2). Há uma alta frequência de resultados com impactos negativos entre todos os estudos ($n = 152$, $\chi^2 = 17.1$, $df = 2$, $p < 0.001$), bem como entre alguns grupos individuais, como: os ecossistemas terrestres ($n = 140$, $\chi^2 = 27.1$, $df = 2$, $p < 0.001$) e aquáticos ($n = 12$, $\chi^2 = 10.5$, $df = 2$, $p = 0.005$), os biomas Mata Atlântica ($n = 84$, $\chi^2 = 16.9$, $df = 2$, $p < 0.001$) e Pampa ($n = 10$, $\chi^2 = 8$, $df = 2$, $p = 0.02$) e o reino Animalia ($n = 105$, $\chi^2 = 13.2$, $df = 2$, $p < 0.001$). Dos estudos que relatam impactos negativos, 65,9% ($n = 56$) citam práticas inadequadas de manejo florestal e a resultante redução da heterogeneidade estrutural do ambiente como fontes desses impactos. Da mesma forma, 24,7% ($n = 21$) dos estudos relataram a redução das taxas de reincorporação de nutrientes da matéria orgânica pela decomposição pela mesofauna e microbiota (ciclagem de nutrientes), bem como uma diminuição da qualidade do solo, da água e da biomassa da serapilheira. Outros 4,7% ($n = 4$) dos estudos indicam uma diminuição no número de espécies no banco de sementes com o crescimento do plantio. Finalmente, 4,7% ($n = 4$) relataram como geradores de impactos negativos a invasão pelas espécies cultivadas nas áreas com vegetação nativa adjacentes, o aumento da frequência de doenças causadas por fungos em espécies nativas, a ocorrência de caça e o aumento da frequência de atropelamentos e incêndios.

Entre os estudos que relatam impactos positivos, 53,4% ($n = 22$) mencionam a manutenção da vegetação nativa no sub-bosque dos plantios e a conectividade entre os remanescentes nativos como geradores destes impactos. Para 27,6% ($n = 11$) dos estudos, o comportamento das espécies cultivadas como pioneiras é uma fonte de impacto positivo, juntamente com a manutenção do banco de sementes. Outros 19% ($n = 8$) dos

estudos relatam que os PFE melhoraram a qualidade do solo e aumentaram a proteção contra incêndios.

Dos estudos que mostram a existência de impactos mistos, 44,9% (n = 12) citam como prováveis fontes geradoras deste impactos a manutenção da capacidade de suporte das populações, 6,9% (n = 2) o aumento da riqueza de espécies herbáceas e uma diminuição na riqueza de espécies clímax com o envelhecimento das plantações, 3,4% (n = 1) mencionam o uso das espécies plantadas pelas espécies nativas (i.e. forrageamento e abrigo), e outros 3,4% (n = 1) apontaram para o papel das espécies nativas como controladoras de pragas dos PFE. Finalmente, 41,4% (n = 10) dos estudos não definiram as fontes geradoras destes impactos.

4. Discussão

Há mais de um século o Brasil vem cultivando PFE (Shimizu, 2006), no entanto, o interesse de compreender a influência desses plantios sobre a biota nativa é ainda recente, mas vem crescendo substancialmente, como mostram nossos resultados. O aumento no interesse em compreender os impactos causados pela introdução em larga escala de espécies exóticas nos ecossistemas e a perda de biodiversidade (Schlaepfer et al., 2011; Valéry et al., 2013) pode ser uma das causas para o crescimento recente no número de estudos nos PFE. A diversidade e o peso das revistas onde as publicações sobre o tema estudado foram encontradas mostram que o conhecimento das possíveis implicações do PFE sobre a biota pode ser favorecido pelo trabalho transdisciplinar (Crow, 2010). Entretanto, a alta frequência de publicações em revistas com baixo FI pode diminuir a influência dos estudos sobre outras pesquisas e sobre o pensamento científico (González-Alcaide et al., 2012; Pyšek et al., 2006).

Nossos resultados mostram uma melhora na intensidade de pesquisas após a ampla adoção desta certificação pelas empresas florestais, provavelmente pela obrigação imposta pelo FSC às empresas reflorestadoras para monitorar os impactos das plantações (FSC, 2012). Ainda assim, muitos estudos são produzidos e mantidos dentro das empresas, tornando difícil o acesso aos dados por pesquisadores externos (Van-Kujik et al., 2009; Visseren-Hamakers e Pattberg, 2013). Assim, sugerimos que as pesquisas produzidas pelas empresas no cumprimento das normas da certificação florestal sejam publicadas em periódicos indexados, aumentando o conhecimento sobre a influência dos PFE e do FSC na conservação da biodiversidade (e.g. Visseren-Hamakers e Pattberg, 2013). Junto a isso, deve ser melhor aproveitada a proximidade entre as áreas com PFE e os centros de pesquisa (e.g. universidades), que estão concentrados nas regiões sul e sudeste do Brasil (ABRAF, 2012; MEC, 2013). Interações formais entre centros de pesquisa e empresas de reflorestamento são de grande importância para a produção e disseminação do conhecimento, além do fato de que esta interação reduz os custos de pesquisa (Crow, 2010; Laursen et al., 2011).

Como em outros estudos com espécies exóticas o ecossistema terrestre foi o mais estudado (e.g. Lowry et al., 2013). Os fatores que podem ter estimulado o desenvolvimento de estudos em ecossistemas terrestres ao invés dos aquáticos são: a grande área afetada, o impacto direto dos PFE sobre este ecossistema, a maior facilidade de estudo (Lowry et al., 2013), a presença de espécies bandeira (Heywood, 1995) ou espécies guarda-chuva (Wilcox, 1984) (e.g. *Puma concolor* Goldman 1946 in Mazzolli (2010)), que atraem mais investimentos para projetos de pesquisa, ou mesmo a presença de espécies de interesse econômico (e.g. Ramos et al., 2008). Individualmente ou em conjunto, esses fatores também podem ter encorajado a maior concentração de estudos nos reinos Animalia e Plantae, como nossos resultados mostram. Além disso, era

esperado um maior número de estudos envolvendo o ecossistema aquático. Essa expectativa vem do fato de que os PFE afetam os recursos hídricos (Scott, 2005) e cobrem um grande número de bacias hidrográficas (Price, 2011). Além disso, sistemas de água doce podem ser mais sensíveis à influência de espécies exóticas quando comparados com sistemas marinhos ou terrestres (Cox e Lima, 2006). Por isso, os efeitos dos PFE nos ecossistemas aquáticos devem receber mais atenção se quisermos compreender os impactos e evitar perdas de biodiversidade e serviços ecossistêmicos.

Os impactos descritos pelos estudos analisados sugerem que os efeitos dos PFE sobre a biodiversidade dependem do organismo analisado e a sua condição dentro das plantações. Muitas vezes, as respostas dos organismos nativos podem depender de vários fatores que alteram a magnitude e as características dos impactos encontrados, tais como a proximidade de áreas com vegetação nativa, a proteção contra a caça, a conectividade entre fragmentos de vegetação nativa (Mazzolli, 2010), o padrão ou a ordem de chegada das espécies invasoras no ecossistema (Dickie et al., 2014) ou a pressão de propágulos (Rundel et al., 2014). De forma geral, os impactos negativos predominam quando o PFE substitui a vegetação nativa, enquanto que os impactos positivos ocorrem quando os PFE substituem as áreas degradadas e um maior número de impactos mistos é encontrado quando os PFE substituem áreas agrícolas (Meyfroidt e Lambin, 2011).

A alta proporção impactos negativos ao nível de população e de comunidade associados aos PFE é bastante preocupante. Os efeitos das mudanças de uso do solo podem reduzir capacidade de suporte, a variabilidade genética e aptidão das populações nativas (Reed, 2005; Willi et al., 2006). Estes efeitos podem aumentar o número de espécies ameaçadas de extinção e causar a perda de serviços ecossistêmicos (e.g. produção de serapilheira e decomposição foliar). A simplificação ambiental nos PFE foi apontada como o principal impacto negativo (e.g. Lyra-Jorge et al., 2010; Martin et al.,

2012). Em geral, a simplificação ambiental é devida à redução da diversidade do banco de sementes (Nóbrega et al., 2009) e das plantas lenhosas (Scolari et al., 2010), resultando em um aumento na abundância de organismos generalistas (Gheler-Costa et al., 2012; Gonçalves et al., 2008) e espécies nativas consideradas pragas das plantações (Zanuncio et al., 1998). Além disso, os estudos relataram que as invasões biológicas pelas espécies plantadas foi uma das fontes de impactos negativos (e.g. Rolon et al., 2011). Alguns biomas (e.g. Cerrado e Pampa) podem ser altamente suscetíveis a invasões de algumas das culturas arbóreas (Abreu e Durigan, 2011). Este potencial invasivo pode estar relacionado com o maior tamanho das espécies plantadas em relação à vegetação nativa (Pysěk et al., 2014), as adaptações (Zenni et al., 2014) e as características ecológicas e fisiológicas das espécies plantadas (Zenni et al., 2013). Por exemplo, *Pinus eliotti* Engelm. dominou e reduziu a riqueza e a abundância da vegetação nativa do Cerrado após 22 anos do estabelecimento de plantios comerciais dessa espécie (Abreu e Durigan, 2011). Da mesma forma, em lagoas costeiras do bioma Pampa, a invasão da vegetação ripária pelas espécies cultivadas aumentou a abundância de macroinvertebrados generalistas (Stenert et al., 2012). Assim, invasões das espécies cultivadas podem pôr em risco a estabilidade dos ecossistemas, afetar a produtividade primária e secundária, e ciclos biogeoquímicos (Rundel et al., 2014; van Wilgen e Richardson, 2014).

Apesar da prevalência de impactos negativos, interações positivas podem desempenhar um papel importante na regulação dos ecossistemas (Halpern et al., 2007), assim a predominância de impactos positivos no reino Plantae deve ser valorizado. Os efeitos positivos que analisamos podem ser relacionados com o uso de áreas anteriormente degradadas para a implementação dos PFE (ABRAF, 2012). A capacidade de algumas plantações de árvores exóticas em colonizar áreas degradadas pode ajudar a recuperação dessas áreas, aumentando a diversidade e abundância de espécies

secundárias e clímax (Nóbrega et al., 2008). Além disso, os requisitos legais que asseguram a presença de vegetação nativa entre as áreas cultivadas (Lei Federal 12.651, 2012) aumentam o fluxo de propágulos nativos, a vegetação e a manutenção do banco de sementes dentro das plantações (Abreu et al., 2012).

5. Conclusão

Os resultados encontrados mostram a necessidade de maiores esforços para melhorar a compreensão das implicações ecológicas dos PFE sobre a biodiversidade brasileira, especialmente nos plantios de *Pinus* spp. nos Estados do Paraná e Santa Catarina, nos plantios de *Eucalyptus* spp. nos Estados da Bahia e Mato Grosso do Sul e nos ecossistemas aquáticos. Junto a isso, deve ser estimulada a publicação dos resultados encontrados nestes estudos e dos monitoramentos exigidos pelas certificações florestais em revistas indexadas. Os resultados encontrados nestes estudos/monitoramentos devem subsidiar o desenvolvimento e a implementação de planos de manejo florestal mais sustentáveis, abordando explicitamente a manutenção da complexidade e heterogeneidade da paisagem, a conectividade, a diversidade e as funções ecológicas. Ainda, os planos de manejo florestal devem limitar o estabelecimento de novos PFE a áreas degradadas em vez de em áreas com vegetação nativa, principalmente em países megadiversos.

6. Agradecimentos

Agradecemos aos demais membros do Laboratório de Ecologia e Conservação (LEC) da Universidade Federal do Paraná e ao Dr. Padial, A.A., que contribuíram significativamente na preparação deste manuscrito, bem como os revisores anônimos. Ao

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) e CAPES que forneceram subsídios para JRSV e uma bolsa de estudos para M.O.V.

7. Referências

ABRAF - Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas, 2004. Anuário estatístico da ABRAF, first ed. ABRAF, Brasília.

ABRAF - Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas, 2012. Anuário estatístico da ABRAF, first ed. ABRAF, Brasília.

Abreu, R.C.R., de Assis, G.B., Frison, S., Aguirre, A., Durigan, G., 2012. Corrigendum: Can native vegetation recover after slash pine cultivation in the Brazilian Savanna? *Foreco* 262: 1452-1459, *For. Ecol. Manage.* 263, 275-
<<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.013>>.

Abreu, R.C.R., Durigan, G., 2011. Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. *Plant Ecol. Divers.* 4, 269-278.

Araujo, A.S.F., Silva, E.F.L., Nunes, L.A.P.L., Carneiro, R.F.V., 2010. The effect of converting tropical native savanna to *Eucalyptus grandis* forest on soil microbial biomass. *Land Degrad. Develop.* 21, 540-545.

BRACELPA - Brazilian Pulp and Paper Association, 2012. Forest plantations: opportunities and challenges for the Brazilian pulp and paper industry on the path of sustainability / National Confederation of Industry, first ed. BRACELPA, Brasília.

Braga, R.R., Bornatowski, H., Vitule, J.R.S., 2012. Feeding ecology of fishes: an overview of worldwide publications. *Rev. Fish Biol. Fish.* 22, 915-929.

- Brockerhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A., Ferraz, S.F.B., 2013. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. *For. Ecol. Manage.* 301, 43-50.
- Carnus, J.M., Parrotta, J., Brockerhoff, E.G., Arbez, M., Jactel, H., Kremer, A., Lamb, D., O'Hara, K., Walters, B., 2006. Planted forests and biodiversity. *J. For.* 104, 65-77.
- Carrara, L.A., Faria, L.C.P., Antas, P.T.Z., Matos, J.R., Sartório, R.C., Scopel, E.V., 2010. Commercial Eucalyptus plantation as communal night roosts of parrots *Amazona* spp.: selective convergence. *Rev. Bras. Ornit.* 18, 49-54.
- Cox, J.G., Lima, S.L., 2006. Naïveté and an aquatic-terrestrial dichotomy in the effects of introduced predators. *Trends Ecol. Evol.* 21, 674-680.
- Crow, M.M., 2010. Organizing teaching and research to address the grand challenges of sustainable development. *BioSci.* 60, 488-489.
- Dickie, I.A., Bennett, B.M., Burrows, L.E., Nuñez, M.A., Peltzer, D.A., Porté, A., Richardson, D.M., Rejmánek, M., Rundel, P.W., van Wilgen, B.W., 2014. Conflicting values: ecosystem services and invasive tree management. *Biol. Inv.* 16, 705–719.
- Evans, J., 2009. *Planted forests: uses, impacts, and sustainability*, first ed. International and Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Federal Brazilian Law 12651, 2012. *Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa*. Diário Oficial da União, Brasília.
- FIRJAN - Federação das Indústrias do Estado do Rio de Janeiro, 2009. *Silvicultura Econômica no Estado do Rio de Janeiro nº5*. Sistema FIRJAN, Rio de Janeiro.

- Forzza, R.C., Baumgratz, J.F.A., Bicudo, C.E.M., Canhos, D.A.L., Carvalho Jr., A.A., Coelho, M.A.N., Costa, A.F., Costa, D.P., Hopkins, M.G., et al., 2012. New Brazilian Floristic List. Highlights Conservation Challenges. *BioSci.* 62, 39-45.
- FSC - International Standard, 2012. FSC Principles and Criteria for Forest Stewardship. FSC-STD-01-001 (version 4-0). <<http://www.fsc.org/download.fsc-std-01-001-v4-0-en-fsc-principles-and-criteria-forforest-stewardship.181.htm>> (accessed December 2012).
- Gheler-Costa, C., Vettorazzi, C.A., Pardini, R., Verdade, L.M., 2012. The distribution and abundance of small mammals in agro ecosystems of southeastern Brazil. *Mammalia* 75, 185-191.
- GIT - Global Eucalyptus map, 2009. <http://git-forestry.com/download_git_eucalyptus_map_PT.htm> (accessed March 2013).
- Goncalves, A.R., Martins, R.C.C., Martins, I.S., 2008. Soil seed bank from the understory of Pinus and Eucalyptus in the flona de Brasilia, Brazil. *Cerne* 14, 23-32.
- González-Alcaide, G., Valderrama-Zurián, J.C., Aleixandre-Benavent, R., 2012. The Impact Factor in non-English-speaking countries. *Scientometrics* 92, 297-311.
- Halpern, B.S., Silliman, B.R., Olden, J.D., Bruno, J.P., Bertness, M.D., 2007. Incorporating positive interactions in aquatic restoration and conservation. *Front. Ecol. Environ.* 5, 153-160.
- Heywood, V.H., 1995. Global Biodiversity Assessment. United Nations Environment Programme. Cambridge University Press, Cambridge.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2013. Mapa interativo dos biomas brasileiros. Eletronic resource. <<http://mapasinterativos.ibge.gov.br/indice/>> (accessed March 2013).

- ISO - International Organization for Standardization 14050:2009, 2013. Environmental management – Vocabulary. Eletronic resource. <<https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:14050:ed-3:v1:en>> (accessed March 2013).
- ITIS - Integrated Taxonomic Information System, 2013. Eletronic resource. <<http://www.itis.gov>> (accessed January 2013).
- Journal Citation Report, 2013. Eletronic resource. <<http://admin-apps.webofknowledge.com/JCR/JCR?PointOfEntry=HomeandSID=4B5y28OztWVfwOM3WKE>> (accessed July 2013).
- Laursen, K., Reichstein, T., Salters, A., 2011. Exploring the effect of geographical proximity and university quality on university-industry collaboration in the United Kingdom. *Reg. Stud.* 45, 507-523.
- Lewinsohn, T.M., Prado, P.I., 2005. Quantas espécies há no Brasil? *Megadiversidade* 1, 36-42.
- Lowry, E., Rollinson, E.J., Laybourn, A.J., Scott, T.E., Aiello-Lammens, M.E., Gray, S.M., Mickley, J., Gurevitch, J., 2013. Biological invasions: a field synopsis, systematic review, and database of the literature. *Ecol. Evol.* 3, 182-196.
- Lyra-Jorge, M.C., Ribeiro, M.C., Ciocheti, G., Tambosi, L.R., Pivello, V.R., 2010. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. *Eur. J. Wildl. Res.* 56, 359-368.
- Martin, P.S., Gheler-Costa, C., Lopes, P.C., Rosalino, L.M., Verdade, L.M., 2012. Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. *For. Ecol. Manage.* 282, 185-195.

Mazzolli, M., 2010. Mosaics of exotic forest plantations and native forests as habitat of Pumas. *Environ. Manage.* 46, 237-253.

MEC - Ministério de Educação e Cultura, 2013. Dados dos cursos de graduação do Brasil. [online 15 March 2013] URL:

https://www.portal.mec.gov.br%2Findex.php%3Foption%3Dcom_docman%26task%3Ddoc_download%26gid%3D9381%26Itemid%3Dandei=rC38UfuLBIfM9Qsz0oHgDwandusg=AFQjCNE8CIWhTEhQm2D5Qvm2FzzePkDRsAandsig2=Gu-jxdRvAkboWSCaUff7ZA.

Meyfroidt, P., Lambin, E.F., 2011. Global forest transition: prospects for an end to deforestation. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 36, 343-371.

Nobrega, A.M.F., Valeri, S.V., de Paula, R.C., Pavani, M.C.M.D., Silva, S.A., 2009. Seed bank of natural forest remainder and reforestation areas in a Mogi Guaçu river floodplain, Luiz Antonio country, São Paulo state, Brazil. *Rev. Árvore* 33, 403-411.

Nobrega, A.M.F., Valeri, S.V., de Paula, R.C., Silva, S.A., 2008. Natural regeneration in forest remainders and reforested areas of “Mogi-Guaçu” river floodplain in Luiz Antonio Country, São Paulo, Brazil. *Rev. Árvore* 32, 909-920.

Pereira, H.M., Navarro, L.M.N., Martins, I.S., 2012. Global Biodiversity Change: The Bad, the Good, and the Unknown. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 37, 25-50.

Price, K., 2011. Effects of watershed topography, soils and use, and climate on base flow hydrology in humid regions: A review. *Prog. Phys. Geogr.* 35, 465–492.

Primack, R.B., Ellwood, E., Miller-Rushing, A.J., Marrs, R., Mulligan, A., 2009. Do gender, nationality, or academic age affect review decisions? An analysis of submissions to the journal biological conservation. *Biol. Conserv.* 142, 2415-2418.

- Pyšek, P., Jarošík, V., Pergl, J., Moravcová, L., Chytrý, M., Kühn, I., 2014. Temperate trees and shrubs as global invaders: the relationship between invasiveness and native distribution depends on biological traits. *Biol. Inv.* 16, 577–589.
- Pyšek, P., Richardson, D., Jarošík, V., 2006. Who cites who in the invasion zoo: insights from an analysis of the most highly cited papers in invasion ecology. *Preslia* 78, 437-468.
- Ramos, V.M., Forti, L.C., Andrade, A.P.P., Noronha, N.C., Camargo, R.S., 2008. Density and spatial distribution of *Atta sexdens rubropilosa* and *Atta laevigata* colonies (Hym., Formicidae) in *Eucalyptus* spp. *Sociobiol.* 51, 775-781.
- Reed, D.H., 2005. Relationship between population size and fitness. *Conserv. Biol.* 19, 563-568.
- Rolon, A.S., Rocha, O., Maltchik, L., 2011. Does pine occurrence influence the macrophyte assemblage in Southern Brazil ponds? *Hydrobiol.* 675, 157-165.
- Rundel, P.W., Dickie, I.A., Richardson, D.M., 2014. Tree invasions into treeless areas: mechanisms and ecosystem processes. *Biol. Inv.* 16, 663–675.
- Schlaepfer, M.A., Sax, D.F., Olden, J.D., 2011. The potential conservation value of non-native species. *Conserv. Biol.* 25, 428-437.
- Scolari, G.O., de Andrade, G.R., Dias, J., Moscolliato, A.V., Torezan, M.D., 2010. Woody species richness and abundance in a reforestation of *Pinus taeda* L. and an Araucaria Forest in the center-east region of Parana State, Brazil. *Semina – Ciênc. Agr.* 31, 1361-1366.
- Scott, D.F., 2005. On the hydrology of industrial timber plantation. *Hydrol. Process.* 19, 4203–4206.

- Shimizu, J.Y., 2006. Pinus na silvicultura brasileira. Rev. Mad. 99, 4-14.
- Stenert, C., Bacca, R.C., Moraes, A.B., Ávila, A.C., Maltchick, L., 2012. Negative effects of exotic pine invasion on macroinvertebrate communities in southern Brazil coastal ponds. Mar. Freshw. Res. 63, 283-292.
- Stevens, P.F., 2013. Angiosperm Phylogeny Website. Eletronic resource. <<http://www.mobot.org/MOBOT/research/APweb/>> (accessed March 2013).
- Uman, L.S., 2011. Systematic reviews and Meta-analyses. J Can Acad Child Adolesc Psychiatry. 20, 57–59.
- Valéry, L., Fritz, H., Lefeuvre, J.C., 2013. Another call for an end of invasion biology. Oikos 122: 1143-1146.
- van Wilgen, B.W., Richardson, D.M., 2014. Challenges and trade-offs in the management of invasive alien trees. Biol. Inv. 16, 721–734.
- Van-Kuijk, M., Zagt, R.J., Putz, F.E., 2009. Effects of certification on forest biodiversity. Report commissioned by Netherlands Environmental Assessment Agency. Tropenbos International, Wageningen.
- Visseren-Hamakers, I.J., Pattberg, P., 2013. We can't see the forest for the trees. The environmental impact of global forest certification is unknown. GAIA 22, 25-28.
- Whittaker, R.H., 1969. New concepts of kingdoms of organisms". Sci. 163, 150–60.
- Wilcox, B.A., 1984. *In situ* conservation of genetic resources: determinants of minimum area requirements, in: McNeely, J.A., Miller, K.R. (Eds.), National Parks, conservation, and development: the role of protected areas in sustaining society. Smithsonian Institution Press, Washington D. C., pp. 639-647.

- Willi, Y., Buskirk, J.V., Hoffmann, A.A., 2006. Limits to adaptive potential of small populations. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 37, 433-458.
- Zanuncio, J.C., Mezzomo, J.A., Guedes, R.N.C., Oliveira, A.C., 1998. Influence of strips of native vegetation on Lepidoptera associated with *Eucalyptus cloeziana* in Brazil. *For. Ecol. Manage.* 108, 85-90.
- Zenni, R.D., Bailey, J.K., Simberloff, D., 2014. Rapid evolution and range expansion of an invasive plant are driven by provenance-environment interactions. *Ecol. Lett.* 17, 727-735.
- Zenni, R.D., Simberloff, D., 2013. Number of source populations as a potential driver of pine invasions in Brazil. *Biol. Inv.* 15, 1623-1639.

Supplementary Material

Supplementary material 1: Reference list of analyzed publications.

- Abreu, R.C.R., de Assis, G.B., Frison, S., et al., 2012. Corrigendum: Can native vegetation recover after slash pine cultivation in the Brazilian Savanna? *Foreco* 262, 1452-1459, *For. Ecol. Manage.* 263, <<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.013>>.
- Araujo, A.S.F., Silva, E.F.L., Nunes, L.A.P.L., et al., 2010. The effect of converting tropical native savanna to *Eucalyptus grandis* forest on soil microbial biomass. *Land Degrad. Develop.* 21, 540-545.
- Bagagli, E., Franco, M., Bosco, S.D.M., et al., 2003. High frequency of *Paracoccidioides brasiliensis* infection in armadillos (*Dasypus novemcinctus*): an ecological study. *Med. Micol.* 41, 217-223.
- Baldissera, R., Ganade, G., Brescovit, A.D., et al., 2008. Landscape mosaic of Araucaria forest and forest monocultures influencing understory spider assemblages in southern Brazil. *Austral Ecol.* 33, 45-54.
- Baretta, D., Santos, J.C.P., Figueiredo, S.R., et al., 2005. Effects of native pasture burning and Pinus monoculture on changes in soil biological attributes on the southern plateau of Santa Catarina – Brazil. *Rev. Bras. Ciên. Solo* 29, 715-724.
- Barlow, J., Araujo, I.S., Overal, W.L., et al., 2008. Diversity and composition of fruit-feeding butterflies in tropical Eucalyptus plantations. *Biodivers. Conserv.* 17, 1089-1104.
- Barlow, J., Gardner, T.A., Ferreira, L.V., et al., 2007. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. *For. Ecol. Manage.* 247, 91-97.

- Barlow, J., Mestre, L.A.M., Gardner, T.A., et al., 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biol. Conserv.* 136, 212-231.
- Barlow, J., Overal, W.L., Araujo, I.S., et al., 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for fruit-feeding butterflies in the Brazilian Amazon. *J. Appl. Ecol.* 44, 1001-1012.
- Bocchiglieri, A., Mendonça, A.F., Barros Henriques, R.P., 2010. Composição e diversidade de mamíferos de médio e grande porte no Cerrado do Brasil central. *Biota Neotrop.* 10, 169-176.
- Boelter, C.R., Zartman, C.E., Fonseca, C.R., 2011. Exotic tree monocultures play a limited role in the conservation of Atlantic Forest epiphytes. *Biodivers. Conserv.* 20, 1255-1272.
- Braga, D.L., Louzada, J.N.C., Zanetti, R., et al., 2010. Rapid evaluation of ant diversity in land use systems in Southern Bahia, Brazil. *Neotrop. Entomol.* 39, 464-469.
- Braga, F.G., Santos, R.E.F., Batista, A.C., 2010. Marking behavior of the giant anteater *Myrmecophaga tridactyla* (Mammalia: Myrmecophagidae) in Southern Brazil. *Zool.* 27, 7-12.
- Braganca, M.A.L., Zanuncio, J.C., Picanco, M., et al., 1998. Effects of environmental heterogeneity on Lepidoptera and Hymenoptera populations in Eucalyptus plantations in Brazil. *For. Ecol. Manage.* 103, 287-292.
- Calderon, R.A., Constantino, R., 2007. A survey of the termite fauna (Isoptera) of an Eucalypt plantation in central Brazil. *Neotrop. Entomol.* 36, 391-395.
- Callisto, M., Barbosa, F.A.R., Moreno, P., 2002. The influence of Eucalyptus plantations on the macrofauna associated with *Salvinia auriculata* in southeast Brazil. *Braz. J. Biol.* 62(1).

- Camara, R., Correia, M.E.F., Villela, D.M., 2012. Effects of Eucalyptus plantations on soil arthropod communities in a Brazilian Atlantic Forest Conservation Unit. *Biosci.* 28, 445-455.
- Carbayo, F., Leal-Zanchet, A.M., Vieira, E.M., 2002. Terrestrial flatworm (Platyhelminthes: Tricladida: Terricola) diversity versus man-induced disturbance in an ombrophilous forest in southern Brazil. *Biodivers. Conserv.* 11, 1091–1104.
- Carmo, F.M.S., Poeiras, L.M., Goncalves, A.B., et al., 2012. Seedbed germination of native species under canopy exotic species. *Rev. Árvore* 36, 583-591.
- Carrara, L.A., Faria, L.C.P., Antas, P.T.Z., et al., 2010. Commercial Eucalyptus plantation as communal night roosts of parrots *Amazona* spp.: selective convergence. *Rev. Bras. Ornitol.* 18, 49-54.
- Carrara, L.A., Faria, L.P., do Amaral, F.Q., et al., 2007. Eucalyptus as a roosting site for the Turquoise-fronted Parrot *Amazona aestiva* and the Yellow-faced Parrot *Salvatoria xanthops*. *Rev. Bras. Ornitol.* 15, 135-138.
- Constantino, R., de Almeida Pessoa, A.M., 2010. Termite (Isoptera) assemblages in an Eucalypt plantation in Central Brazil and in native Cerrado vegetation. *Sociobiol.* 56, 477-487.
- Da Costa, E.F., Lazera, M.S., Wanke, B., et al., 1997. Association between *Cryptococcus laurentii* and *Eucalyptus camaldulensis*. *Rev. Microbiol.* 28, 239-244.
- Da Gama-Rodrigues, E.F., de Barros, N.F., da Gama-Rodrigues, A.C., et al., 2005. Carbon, nitrogen and activity of microbial biomass in soil under Eucalypt plantations. *Rev. Bras. Ciên. Solo* 29, 893-901.

- Da Gama-Rodrigues, E.F., de Barros, N.F., Viana, A.P., et al., 2008. Microbial biomass and activity in soil and forest litter of Eucalyptus plantations and native vegetation in southeastern Brazil. *Rev. Bras. Ciên. Solo* 32, 1489-1499.
- Da Silva Campos, D.T., Soares da Silva, M.C., da Luz, J.M.R., et al., 2011. Mycorrhizal colonizations in Eucalypt plantations. *Rev. Árvore* 35, 965-974.
- Da Silva, P.G., 2011. Dung Beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) of two non-native habitats in Bage, Rio Grande do Sul, Brazil. *Zool. Stud.* 50, 546-559.
- Da Silva, R.R., Naves Silva, M.L., Cardoso, E.L., et al., 2010. Soil biomass and microbial activity under different management systems in the physiographic region Campos das Vertentes – Minas Gerais. *Rev. Bras. Ciên. Solo* 34, 1585-1592.
- Da Silveira, E.L., Pereira, R.M., Scaquitto, D.C., et al., 2006. Bacterial diversity of soil under Eucalyptus assessed by 16S rDNA sequencing analysis. *Pesq. Agropec. Bras.* 41, 1507-1516.
- De Abreu, R.C.R., Durigan, G., 2011. Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. *Plant Ecol. Divers.* 4, 269-278.
- De Alencar, A.L., Marangon, L.C., Feliciano, A.L.P., et al., 2011. Advanced natural regeneration of native arboreal species in the sub-forest of settlements of *Eucalyptus saligna* Smith, in the area of the south forest of Pernambuco. *Ciên. Flor.* 21, 183-192.
- De Azevedo, C.S., Ferraz, J.B., Tinoco, H.P., et al., 2010. Time-activity budget of greater rheas (*Rhea americana*, Aves) on a human-disturbed area: the role of habitat, time of the day, season and group size. *Acta Ethol.* 13, 109-117.

- De Carvalho, A.M.X., Do Vale, H.M.M., Ferreira, E.M., et al., 2008. Microbial activity of soil and litter in areas with forest stands of *Pinus elliotti* e *Terminalia ivorensis*. Rev. Bras. Ciên. Solo 32, 2709-2716.
- De Freitas, F.A., Zanuncio, T.V., Zanuncio, J.C., et al., 2005. Effect of plant age, temperature and rainfall on Lepidoptera insect pests collected with light traps in a *Eucalyptus grandis* plantation in Brazil. Ann. For. Sci. 62, 85-90.
- De Freitas, T.R.O., Fernandes, F.A., Fornel, R., et al., 2012. An endemic new species of tuco-tuco, genus *Ctenomys* (Rodentia: Ctenomyidae), with a restricted geographic distribution in southern Brazil. J. Mammol. 93, 1355-1367.
- De Lana, J.M., de Souza, A.L., Neto, J.A.A.M., et al., 2010. Analysis of the successional stages of the Atlantic Forest in areas under the influence of forestry plantations, Vale do Rio Doce, state of Minas Gerais, Brazil. Rev. Árvore 34, 733-743.
- De Souza, I.F., Souza, A.F., Pizo, M.A., et al., 2010. Using tree population size structures to assess the impacts of cattle grazing and Eucalypts plantations in subtropical South America. Biodivers. Conserv. 19, 1683-1698.
- Dotta, G., Verdade, L.M., 2011. Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of southeastern Brazil. Mammalia 75, 345-352.
- Duarte, N.F., Bucek, E.U., Karam, D., et al., 2006. Mixed field plantation of native and exotic species in semi-arid Brazil. Australian J. Bot. 54, 755-764.
- Duarte, N.F., Karam, D., Bucek, E.U., et al., 2012. Tolerance of *Anadenanthera peregrina* to *Eucalyptus camaldulensis* and *Eucalyptus grandis* essential oil as condition for mixed plantation. Braz. Arch. Biol. Technol. 55: 417-424.
- Emer, C., Fonseca, C.R., 2011. Araucaria Forest conservation: mechanisms providing resistance to invasion by exotic timber trees. Biol. Inv. 13, 189-202.

- Esteves, K.E., Lobo, A.V.P., Faria, M.D.R. 2008. Trophic structure of a fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga River, Upper Tiete River Basin, Brazil). *Hydrobiol.* 598, 373-387.
- Evans, B.E.I., Ashley, J., Marsden, S.J., 2005. Abundance, habitat use, and movements of Blue-winged Macaws (*Primolius maracana*) and other parrots in and around an Atlantic Forest Reserve. *Wilson Bullet.* 117, 154-164.
- Evaristo, V.T., Braga, J.M.A., Nascimento, M.T., 2011. Atlantic forest regeneration in abandoned plantations of Eucalypt (*Corymbia citriodora* (Hook.)) in Rio de Janeiro, Brazil. *Interciência* 36, 431-436.
- Fagundes, C.K., Mare, R.A., Wink, C., et al., 2011. Diversity of the families of Coleoptera captured with pitfall traps in five different environments in Santa Maria, RS, Brazil. *Braz. J. Biol.* 71, 381-390.
- Ferreira, M.C., Souza, J.R.P., Faria, T.J., 2007. Allelopathy of plant extracts on germination and initial growth of beggartick (*Bidens pilosa* L.) and lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Ciên. Agrotecnol.* 31, 1054-1060.
- Ferreira, R.B., Dantas, R.B., Tonini, J.F.R., 2012. Spatial and seasonal distribution of amphibians in four ponds at mountainous region in southeastern of Brazil: influence of forest corridor. *Iheringia Ser. Zool.* 102, 163-169.
- Flechtmann, C.A.H., Ottati, A.L.T., Berisford, C.W., 1999. Attraction of ambrosia beetles (Coleoptera: Scolytidae) to different tropical pine species in Brazil. *Environ. Entomol.* 28, 649-658.
- Flechtmann, C.A.H., Ottati, A.L.T., Berisford, C.W., 2001. Ambrosia and bark beetles (Scolytidae: Coleoptera) in Pine and Eucalypt stands in southern Brazil. *For. Ecol. Manage.* 142, 183-191.

- Fonseca, C.R., Ganade, G., Baldissera, R., et al., 2009. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. *Biol. Conserv.* 142, 1209-1219.
- Fraga, M.E., Pereira, M.G., Barbosa, D.J., et al., 2010. Diversity of isolated Trichocomaceae from soil in two forest ecosystems. *Ciê. Flor.* 20, 167-175.
- Ganade, G., Miriti, M.N., Mazzochini, G.G., et al., 2011. Pioneer effects on exotic and native tree colonizers: Insights for Araucaria forest restoration. *Basic Appl. Ecol.* 12, 733-742.
- Ganho, N.G., Marinoni, R.C., 2006. Spatial variability of Coleoptera (Insecta) families between a montane ombrophilous mixed forest (Bioma Araucaria) and *Pinus elliottii* Engelmann plantation fragments, in the Parque Ecologico Viva Floresta, Tijuca do Sul, Parana, Brazil. *Rev. Bras. Zool.* 23, 1159-1167.
- Garay, I., Pellens, R., Kindel, A., et al., 2004. Evaluation of soil conditions in fast-growing plantations of *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium* in Brazil: a contribution to the study of sustainable land use. *Appl. Soil Ecol.* 27, 177-187.
- Gardner, T.A., Hernandez, M.I.M., Barlow, J., et al., 2008. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for Neotropical dung beetles. *J. Appl. Ecol.* 45, 883-893.
- Gardner, T.A., Ribeiro-Junior, M.A., Barlow, J., et al., 2007. The value of primary, secondary, and plantation forests for a Neotropical herpetofauna. *Conserv. Biol.* 21, 775-787.
- Gheler-Costa, C., Vettorazzi, C.A., Pardini, R., et al., 2012. The distribution and abundance of small mammals in agro ecosystems of southeastern Brazil. *Mammalia* 75, 185-191.

- Goncalves, A.R., Martins, R.C.C., Martins, I.S., et al., 2008. Soil seed bank from the understory of Pinus and Eucalyptus in the flona de Brasilia, Brazil. *Cerne* 14, 23-32.
- Goncalves, G.L., Faria-Correa, M.A., Cunha, A.S., et al., 2007. Bark consumption by the spiny rat *Euryzomatomys spinosus* (G. Fischer) (Echimyidae) on a *Pinus taeda* Linnaeus (Pinaceae) plantation in South Brazil. *Rev. Bras. Zool.* 24, 260-263.
- Goncalves, J.F.J., Rezende, R.S., Franca, J., et al., 2012. Invertebrate colonization during leaf processing of native, exotic and artificial detritus in a tropical stream. *Mar. Freshw. Res.* 63, 428-439.
- Goncalves, J.F.J., Rezende, R.S., Martins, N.M., et al., 2012. Leaf breakdown in an Atlantic Rain Forest stream. *Austral Ecol.* 37, 807-815.
- Gries, R., Louzada, J., Almeida, S., et al., 2012. Evaluating the impacts and conservation value of exotic and native tree afforestation in Cerrado grasslands using dung beetles. *Insect Conserv. Divers.* 5, 175-185.
- Grosman, A.H., van Breemen, M., Holtz, A., et al., 2005. Searching behaviour of an omnivorous predator for novel and native host plants of its herbivores: a study on arthropod colonization of eucalyptus in Brazil. *Entomol. Experiment. Appl.* 116, 135-142.
- Guedes, R.N.C., Zanuncio, T.V., Zanuncio, J.C., et al., 2000. Species richness and fluctuation of defoliator Lepidoptera populations in Brazilian plantations of *Eucalyptus grandis* as affected by plant age and weather factors. *For. Ecol. Manage.* 137, 179-184.
- Hawes, J., Barlow, J., Gardner, T.A., et al., 2008. The value of forest strips for understorey birds in an Amazonian plantation landscape. *Biol. Conserv.* 141, 2262-2278.

- Hawes, J., Motta, C.S., Overal, W.L., et al., 2009. Diversity and composition of Amazonian moths in primary, secondary and plantation forests. *J. Tropic. Ecol.* 25, 281-300.
- Hernandez, M.I.M., Vaz-de-Mello, F.Z., 2009. Seasonal and spatial species richness variation of dung beetle (Coleoptera, Scarabaeidae s. str.) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Rev. Bras. Entomol.* 53, 607-613.
- Higuchi, P., Silva, A.C., Louzada, J.N.C., et al., 2010. Spatial patterns of a tropical tree species growing under an Eucalyptus plantation in south-east Brazil. *Braz. J. Biol.* 70, 271-277.
- Hung, N.F.L.M., Gardner, T.A., Ribeiro-Junior, M.A., et al., 2008. The value of primary, secondary, and plantation forests for Neotropical epigeic arachnids. *J. Arachnol.* 36, 394-401.
- Iserhard, C.A., de Quadros, M.T., Romanowski, H.P., et al., 2010. Occurrence of butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea) in different habitats at the Araucaria Moist Forest and the Grasslands in the basaltic highlands in southern Brazil. *Biota Neotrop.* 10, 309-320.
- Junqueira, L.K., Diehl, E., Filho, E.B., 2009. Termite (Isoptera) Diversity in Eucalyptus-Growth Areas and in Forest Fragments. *Sociobiol.* 53, 805-828.
- Kaeffer, M.I., Ganade, G., Marcelli, M.P., 2009. Lichen diversity and composition in Araucaria forests and tree monocultures in southern Brazil. *Biodivers. Conserv.* 18, 3543-3561.
- Kaffer, M.I., Marcelli, M.P., Ganade, G., 2010. Distribution and composition of the lichenized mycota in a landscape mosaic of southern Brazil. *Acta Bot. Bras.* 24, 790-802.

- Karstedt, F., Stuermer, S.L., 2008. Agaricales in Atlantic Rain Forest and Pinus plantations in Santa Catarina State, Brazil. *Acta Bot. Bras.* 22, 1036-1043.
- Krause, L.E., Keppeler, F.W., Maltchik, L., 2012. Abundance, sex-ratio, length-weight relation, and condition factor of non-annual killfish *Atlantirivulus riograndensis* (Actinopterygii: Cyprinodontiformes: Rivulidae) in Lagoa do Peixes National Park, A RAMSAR site of southern Brazil. *Acta Ichthyol. Pisc.* 42, 247-252.
- Lopes, L.A., Blochtein, B., Ott, A.P., 2007. Diversity of anthophile insects in an area with Eucalypt plantations in the municipality of Triunfo, Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia Ser. Zool.* 97, 181-193.
- Louzada, J.N.C., Schoerer, J.H., De Marco, P., 1997. Litter decomposition in semideciduous forest and *Eucalyptus* spp. crop in Brazil: a comparison. *For. Ecol. Manage.* 94, 31-36.
- Lutinski, J.A., Garcia, F.R.M., Lutinski, C.J., et al., 2008. Ants diversity in Floresta Nacional de Chapeco in Santa Catarina state, Brazil. *Ciên. Rural* 38, 1810-1816.
- Lyra-Jorge, M.C., Ciocheti, G., Pivello, V.R., 2008. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of Sao Paulo State, Brazil. *Biodivers. Conserv.* 17, 1573-1580.
- Lyra-Jorge, M.C., Ribeiro, M.C., Ciocheti, G., et al., 2010. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. *Eur. J. Wildl. Res.* 56, 359-368.
- Machado, E.O., Yamamoto, F.U., Brescovit, A.D., et al., 2007. Three new ground living pholcid species (Araneae: Pholcidae) from Parque Estadual da Cantareira, Sao Paulo, Sao Paulo, Brazil. *Zootaxa* 1582, 27-37.
- Machado, I.F., Moreira, L.F.B., Maltchik, L., 2012. Effects of pine invasion on anurans assemblage in southern Brazil coastal ponds. *Amphibia-Reptilia* 33, 227-237.

- Magrini, M.J., Freitas, A.V.L., Uehara-Prado, M., 2011. The effects of four types of anthropogenic disturbances on composition and abundance of terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea). *Zool.* 28, 63-71.
- Majer, J.D., 1992. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines of Poços de Caldas, Brazil. *J. Tropic. Ecol.* 8, 97-108.
- Majer, J.D., 1996. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines at Trombetas, Para, Brazil. *J. Tropic. Ecol.* 12, 257-273.
- Marsden, S.J., Whiffin, M., Galetti, M., 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodivers. Conserv.* 10, 737-751.
- Martin, P.S., Gheler-Costa, C., Lopes, P.C., et al., 2012. Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. *For. Ecol. Manage.* 282, 185-195.
- Mazzolli, M., 2010. Mosaics of Exotic Forest Plantations and Native Forests as Habitat of Pumas. *Environ. Manage.* 46, 237-253.
- Mendes, F.N., Rego, M.M.C., 2007. Nidification of *Centris (Hemisiella) tarsata* Smith (Hymenoptera, Apidae, Centridini) in trap nests in Northeast Maranhao, Brazil. *Rev. Bras. Entomol.* 51, 382-388.
- Mendes, F.N., Rego, M.M.C., de Carvalho, C.C., 2008. *Euglossina* bees (Hymenoptera, Apidae) collected in an Eucalyptus monoculture surrounded by Cerrado, Urbano Santos, MA, Brazil. *Iheringia Ser. Zool.* 98, 285-290.
- Mentone, T.O., Diniz, E.A., Munhae, C.B., et al., 2011. Composition of ant fauna (Hymenoptera: Formicidae) at litter in areas of semi-deciduous forest and *Eucalyptus* spp., in Southeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 11, 237-246.

- Micchi, B.F., Katia, M.P., de Siqueira, M.F., Martin, P.S., et al., 2010. Assessment of *Cerdocyon thous* distribution in an agricultural mosaic, southeastern Brazil. *Mammalia* 74, 275-280.
- Michalski, F., Crawshaw, P.G.J., de Oliveira, T.G., et al., 2006. Notes on home range and habitat use of three small carnivore species in a disturbed vegetation mosaic of southeastern Brazil. *Mammalia* 70, 52-57.
- Miotto, R.A., Cervini, M., Begotti, R.A., et al., 2012. Monitoring a Puma (*Puma concolor*) population in a fragmented landscape in Southeast Brazil. *Biotropica* 44, 98-104.
- Miranda, C.C., Canellas, L.P., Nascimento, M.T., 2007. Quality of soil organic matter in fragments of Atlantic forest and abandoned Eucalyptus plantations. *Rev. Bras. Ciên. Solo* 31, 905-916.
- Moco, M.K.D., da Gama-Rodrigues, E.F., da Gama-Rodrigues, A.C., et al., 2005. Characterization of soil fauna in different vegetation covers in the northern Fluminense region (RJ). *Rev. Bras. Ciên. Solo* 29, 555-564.
- Modna, D., Durigan, G., Vital, M.V.C., 2010. *Pinus elliottii* Engelm as facilitator of riparian forest regeneration in savanna region, Assis, SP, Brazil. *Sci. Flor.* 38, 73-83.
- Moraes, J.C., Zanetti, R., Amaral-Castro, N.R., et al., 2002. Effect of Eucalyptus species and soil type on infestation levels of heartwood termites (Insecta: Isoptera) in reforested areas of Brazil. *Sociobiol.* 39, 145-153.
- Moreira, L.A., Zanuncio, J.C., Picanco, M.C., et al., 1997. Effect of Eucalyptus feeding in the development, survival and reproduction of *Tynacantha marginata* (Heteroptera: Pentatomidae). *Rev. Biol. Tropic.* 45, 253-257.

- Murta, A.F., Ker, F.T.O., Costa, D.B., et al., 2008. Influence of Atlantic Rain Forest remnants on the biological control of *Euselasia apisaon* (Dahman) (Lepidoptera: Riodinidae) by *Trichogramma maxacalii* (Voegelé & Pointel) (Hymenoptera: Trichogrammatidae). Neotrop. Entomol. 37, 229-232.
- Neves, C.M.N., Silva, M.L.N., Curi, N., et al., 2009. Biological indicators of soil quality in agricultural-forestry-pasture system in northwest region of Minas Gerais state, Brazil. Ciên. Agrotecnol. 33, 105-112.
- Neves, F.S., Braga, R.F., Araujo, L.S., et al., 2012. Differential effects of land use on ant and herbivore insect communities associated with *Caryocar brasiliense* (Caryocaraceae). Rev. Biol. Tropic. 60, 1065-1073.
- Nobrega, A.M.F., Valeri, S.V., de Paula, R.C., et al., 2008. Natural regeneration in forest remainders and reforested areas of “Mogi-Guaçu” River floodplain in Luiz Antonio Country. Rev. Árvore 32, 909-920.
- Nobrega, A.M.F., Valeri, S.V., de Paula, R.C., et al., 2009. Seed bank of natural forest remainder and reforestation areas in a Mogi Guaçu river floodplain, Luiz Antonio country, São Paulo state, Brazil. Rev. Árvore 33, 403-411.
- Nogueira, M.A., Albino, U.B., Brandao-Junior, O., et al., 2006. Promising indicators for assessment of agroecosystems alteration among natural, reforested and agricultural land use in southern Brazil. Agric. Ecosyst. Environ. 115, 237-247.
- Nomura, F., Maciel, N.M., Pereira, E.B., et al., 2012. Anura diversity (Amphibia) in recovered areas of mining activity in Cerrado and *Eucalyptus urophylla* planting in central Brazil. Biosci. J. 28, 312-324.

- Ott, R., Brescovit, A.D., 2012. *Arauchemus*, a new spider genus of the *Echemus* group (Araneae: Gnaphosidae: Echeminae) from Araucaria Forest areas in southern Brazil, with notes on habitat preferences and phenology. *Zootaxa* 3339, 44-56.
- Pacheco, R., Silva, R.R., Morini, M.S.C., et al., 2009. A Comparison of the Leaf-Litter Ant Fauna in a Secondary Atlantic Forest with an Adjacent Pine Plantation in Southeastern Brazil. *Neotrop. Entomol.* 38, 55-65.
- Pagano, M.C., Scotti, M.R., 2008. Arbuscular and ectomycorrhizal colonization of two *Eucalyptus* species in semiarid Brazil. *Mycosci.* 49, 379-384.
- Parry, L., Barlow, J., Peres, C.A., 2009. Allocation of hunting effort by Amazonian smallholders: Implications for conserving wildlife in mixed-use landscapes. *Biol. Conserv.* 142, 1777-1786.
- Pellens, R., Garay, I., 1999. Edaphic macro arthropod communities in fast-growing plantations of *Eucalyptus grandis* Hill ex Maid (Myrtaceae) and *Acacia mangium* wild (Leguminosae) in Brazil. *Eur. J. Soil Biol.* 35, 77-89.
- Pereira, F., Ganade, G., 2008. Spread of a Brazilian keystone-species in a landscape mosaic. *For. Ecol. Manage.* 255, 1674-1683.
- Pereira, J.M.M., Zanuncio, T.V., Zanuncio, J.C., et al., 2001. Lepidoptera pests collected in *Eucalyptus urophylla* (Myrtaceae) plantations during five years in Tres Marias, State of Minas Gerais, Brazil. *Rev. Biol. Tropic.* 49, 1073-1082.
- Pereira, R.M., da Silveira, E.L., Carareto-Alves, L.M., et al., 2008. Evaluation of possible rhizobacteria populations in soils under forest species. *Rev. Bras. Ciên. Solo* 32, 1921-1927.
- Petersen, E.S., Petry, M.V., Krueger-Garcia, L., 2011. Use of different habitat by Raptors in southern Brazil. *Rev. Bras. Ornitol.* 19, 376-384.

- Piratelli, A., Blake, J.G., 2006. Bird communities of the southeastern Cerrado region, Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 17, 213-225.
- Ramos, V.M., Forti, L.C., Andrade, A.P.P., et al., 2008. Density and spatial distribution of *Atta sexdens rubropilosa* and *Atta laevigata* colonies (Hym., Formicidae) in *Eucalyptus* spp. Forests. *Sociobiol.* 51, 775-781.
- Ribeiro-Troian, V.R., Baldissera, R., Hartz, S.M., 2009. Effects of understory structure on the abundance, richness and diversity of Collembola (Arthropoda) in Southern Brazil. *Neotrop. Entomol.* 38, 340-345.
- Rocha, V.J., Aguiar, L.M., Silva-Pereira, J.E., et al., 2008. Feeding habits of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Carnivora: Canidae), in a mosaic area with native and exotic vegetation in Southern Brazil. *Rev. Bras. Zool.* 25, 594-600.
- Rodrigues, E.N.L., Mendonca, M.S.J., Rosado, J.L.O., et al., 2010. Soil spiders in differing environments: Eucalyptus plantations and grasslands in the Pampa biome, southern Brazil. *Rev. Colomb. Entomol.* 36, 277-284.
- Roitman, I., Felfili, J.M., Rezende, A.V., 2008. Tree dynamics of a fire-protected Cerrado *sensu stricto* surrounded by forest plantations, over a 13-year period (1991-2004) in Bahia, Brazil. *Plant Ecol.* 197, 255-267.
- Rolon, A.S., Rocha, O., Maltchik, L., 2011. Does pine occurrence influence the macrophyte assemblage in Southern Brazil ponds? *Hydrobiol.* 675, 157-165.
- Rupp, A.E., Silva, G.T., Laps, R.R., et al., 2008. Relevant records of grassland and water birds in northern plateau of Santa Catarina, Brazil. *Rev. Bras. Ornitol.* 16, 369-372.
- Santos, A., Zanetti, R., Almado, R.P., et al., 2012. First report and population changes of *Bradysia difformis* (Diptera: Sciaridae) on Eucalyptus nurseries in Brazil. *Florida Entomol.* 95, 569-572.

- Saraiva, D.D., Souza, A.F., 2012. Effects of environmental factors and plantation forests on endangered cactus diversity and composition in subtropical South American grasslands. *Perspec. Plant Ecol. Evol. Syst.* 14, 267-274.
- Scolari, G.O., de Andrade, G.R., Dias, J., et al., 2010. Woody species richness and abundance in a reforestation of *Pinus taeda* L. and an Araucaria Forest in the Center - East Region of Parana State, Brazil. *Semina – Ciências Agrár.* 31, 1361-1366.
- Seipke, S.H., Cabanne, G.S., 2008. Breeding of the Rufous-thighed Hawk (*Accipiter erythronemius*) in Argentina and Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 19, 15-29.
- Silva, J.O., Oliveira, K.N., Santos, K.J., et al., 2010. Effects of Landscape Structure and Eucalyptus genotype on the abundance and biological control of *Glycaspis brimblecombei* Moore (Hemiptera: Psyllidae). *Neotrop. Entomol.* 39, 91-96.
- Silva, M.C.D., Sacarano, F.R., Cardel, F.D.S., 1995. Regeneration of an Atlantic Forest formation in the understorey of a *Eucalyptus grandis* plantation in Southeastern Brazil. *J. Tropic. Ecol.* 12, 257-273.
- Simberloff, D., Nunez, M.A., Ledgard, N.J., et al., 2010. Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecol.* 35, 489-504.
- Soares, S.A., Antonialli-Junior, W.F., Lima-Junior, S.E., 2010. Diversity of epigeic ants (Hymenoptera, Formicidae) in two environments in Central-Western of Brazil. *Rev. Bras. Entomol.* 54, 76-81.
- Soares, S.A., Lange, D., Antoniali, W.F.Jr., 2007. Communities of epigeic ants (Hymenoptera: Formicidae) in an area of reforestation and in native forest. *Sociobiol.* 49, 251-263.

- Stenert, C., Bacca, R.C., Moraes, A.B., et al., 2012. Negative effects of exotic pine invasion on macroinvertebrate communities in southern Brazil coastal ponds. *Mar. Freshw. Res.* 63, 283-292.
- Suguituru, S.S., Silva, R.R., de Souza, D.R., et al., 2011. Ant community richness and composition across a gradient from Eucalyptus plantations to secondary Atlantic Forest. *Biota Neotrop.* 11, 369-376.
- Suriano, M.T., Fonseca-Gessner, A.A., Roque, F.O., et al., 2011. Choice of macroinvertebrate metrics to evaluate stream conditions in Atlantic Forest, Brazil. *Environ. Monitor. Asses.* 175, 87-101.
- Tofoli, C.F., Rohe, F., Setz, E.Z.F., 2009. Jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) (Geoffroy, 1803) (Carnivora, Felidae) food habits in a mosaic of Atlantic Rainforest and eucalypt plantations of southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* 69, 871-877.
- Tonhasca, A., Braganca, M.A.L., 2000. Forager size of the leaf-cutting ant *Atta sexdens* (Hymenoptera: Formicidae) in a mature Eucalyptus forest in Brazil. *Rev. Biol. Tropic.* 48, 983-988.
- Umetsu, F., Pardini, R., 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats-evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Lands. Ecol.* 22, 517-530.
- Vieira, E.M., Ribeiro, J.F., Iob, G., 2011. Seed predation of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) by small rodents in two areas with contrasting seed densities in the Brazilian Araucaria forest. *J. Nat. Hist.* 45, 843-854.
- Volpato, G.H., Prado, V.M., dos Anjos, L., 2010. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. *For. Ecol. Manage.* 260, 1156-1163.

- Vono, V., Barbosa, F.A.R., 2001. Habitats and littoral zone fish community structure of two natural lakes in southeast Brazil. *Environ. Biol. Fish.* 61, 371-379.
- Xavier, D.F., da Silva, Ledo, F.J., Paciullo, D.S.C., et al., 2011. Litter dynamics in signal grass pastures in a silvipasture system and in monoculture. *Pesq. Agropec. Bras.* 46, 1214-1219.
- Zanetti, R., Vilela, E.F., Zanuncio, J.C., et al., 2000. Influence of the cultivated species and of the native vegetation on leaf-cutting ant nests density in Eucalyptus plantations. *Pesq. Agropec. Bras.* 35, 1911-1918.
- Zanuncio, A.J.V., Zanuncio, J.C., Mayhe-Nunes, A., et al., 2010. Occurrence of *Atta laevigata* (Hymenoptera: Formicidae) in the South of Espirito Santo State, Brazil. Recently Introduced or Endangered Species? *Sociobiol.* 56, 559-564.
- Zanuncio, J.C., Alves, J.B., Santos, G.P., et al., 1993. Monitoring and population dynamics of Lepidoptera associated with Eucalyptus. Belo Oriente region, Minas Gerais, Brazil. *Pesq. Agropec. Bras.* 28, 1121-1127.
- Zanuncio, J.C., Alves, J.B., Zanuncio, T.V., et al., 1994. Hemipterous predators of Eucalypt defoliator Caterpillars. *For. Ecol. Manage.* 65, 65-73.
- Zanuncio, J.C., Do Nascimento, E.C., Gracia, J.F., et al., 1994. Major Lepidopteros defoliators of Eucalypt in Southeast Brazil. *For. Ecol. Manage.* 65, 53-63.
- Zanuncio, J.C., Guedes, R.N.C., Zanuncio, T.V., et al., 2001. Species richness and abundance of defoliating Lepidoptera associated with *Eucalyptus grandis* in Brazil and their response to plant age. *Austral Ecol.* 26, 582-589.
- Zanuncio, J.C., Mezzomo, J.A., Guedes, R.N.C., et al., 1998. Influence of strips of native vegetation on Lepidoptera associated with *Eucalyptus cloeziana* in Brazil. *For. Ecol. Manage.* 108, 85-90.

Zanuncio, T.V., Zanuncio, J.C., de Freitas, F.A., et al., 2006. Main lepidopteran pest species from an Eucalyptus plantation in Minas Gerais, Brazil. *Rev. Biol. Tropic.* 54, 553-560.

Zanuncio, T.V., Zanuncio, J.C., Miranda, M.M.M., et al., 1998. Effect of plantation age on diversity and population fluctuation of Lepidoptera collected in Eucalyptus plantations in Brazil. *For. Ecol. Manage.* 108, 91-98.

Zilio, F., de Mendonca-Lima, A., 2012. The White-rumped hawk (*Buteo leucorrhous*) in southern Brazil: status, conservation, and first description of the nest. *Ornitol. Neotrop.* 23, 51-61.

CAPÍTULO 2

Capítulo submetido a “Forest Ecology and Management” – Qualis Capes A1 -
Biodiversidade

Impactos do manejo florestal de plantios de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. sobre a dieta de *Trichomycterus davisi* (Teleostei, Trichomycteridae)

Marcos Ostrowski Valduga^{a,b,c*}, Vinicius Abilhoa^b, Jean Ricardo Simões Vitule^{a,c,d}

^aPrograma de Pós Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná. Caixa postal: 19031, 81531-980, Curitiba, PR, BR. Telefone/Fax: +55-41-3361-3012.

^b**Grupo de Pesquisas em Ictiofauna (GPIc), Museu de História Natural Capão da Imbuia.** Rua Prof. Benedito Conceição, 407, Caixa postal: 82810-080, Curitiba, PR, BR. Telefone/Fax: +55-41-3267-0819, E-mail: vabilhoa@uol.com.br

^cLaboratório de Ecologia e Conservação (LEC), Universidade Federal do Paraná. Caixa postal: 19031, 81531-980, Curitiba, PR, BR. Telefone/Fax: +55-41-3361-3012.

^dE-mail: biovitule@gmail.com

***Autor para correspondência:** E-mail: marcos_valduga@hotmail.com. Telefone/Fax: +55-41-3361-3012.

Resumo

Estudos envolvendo relação entre plantios comerciais de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. e ecossistemas aquáticos são de extrema importância, pois estes plantios abrangem um grande número de microbacias hidrográficas e possuem influência direta nos corpos hídricos adjacentes. Assim, este estudo avaliou os efeitos do manejo florestal (i.e. corte raso, preparo do solo e plantio) sobre a dieta de *T. davisi*, espécie dominante em pequenos riachos inseridos em áreas de plantios de espécies florestais exóticas na região do Médio rio Tibagi, ecorregião aquática do Alto rio Paraná. As coletas dos dados bióticos e abióticos foram realizadas seguindo os princípios do método BACI, em 18 microbacias hidrográficas inseridas em áreas com plantios de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. Foram realizadas duas fases de coletas de dados em cada microbacia monitorada, uma em 2011 e outra em 2012, quando oito microbacias foram manejadas. A dieta foi obtida da análise do conteúdo estomacal de 565 indivíduos. Os dados obtidos foram avaliados com uma combinação de análises: PERMANOVA, SIMPER, *Draftsman Plot*, DISTLM e dbRDA. A análise da dieta demonstrou um predomínio de invertebrados bentônicos, com variações na contribuição dos itens encontrados após o manejo florestal. Estas variações, juntamente com o conjunto de variáveis ambientais que a influenciaram, indicam que as atividades de manejo florestal afetaram as ligações entre os ecossistemas terrestre e aquático e a produtividade primária e secundária. Estas alterações indicam a ineficácia das medidas mitigadoras adotadas e os prejuízos potenciais das mudanças no plano de manejo florestal utilizado na área de estudos (i.e. substituição dos plantios de *Pinus* spp. pelos de *Eucalyptus* spp.). Estes resultados evidenciam que o estudo/monitoramento da dieta de *T. davisi* (e de outros peixes bentófagos) são ferramentas potenciais para a aferição da eficiência dos planos de manejo florestal na mitigação dos impactos sobre os ecossistemas aquáticos e para os monitoramentos exigidos pelas certificações florestais.

Palavras-chave: *Forest Stewardship Council* (FSC); Ictiofauna; Impactos ambientais; Microbacias hidrográficas; Peixes bentófagos

**Impacts from *Pinus* spp. and *Eucalyptus* spp. forest management on
Trichomycterus davisi (Teleostei, Trichomycteridae) diet**

Abstract

Studies of relationship between commercial plantations of *Pinus* spp. and *Eucalyptus* spp. and aquatic ecosystems are extremely important, because these plantations cover a large number of watersheds and have direct influence on adjacent water bodies. In view of these, this study evaluated the effects of forest management (i.e. clearcutting, soil preparation and planting) on *Trichomycterus davisi* diet, the dominant species in small streams inserted in plantations of exotic tree species areas in the Middle Tibagi river, aquatic ecoregion of the Upper Paraná River. The sampling of biotic and abiotic data were performed following the BACI principles in 18 watersheds inserted in areas with *Pinus* spp. and *Eucalyptus* spp. plantations. Two phases of data sampling were performed on each monitored watershed, one in 2011 and another in 2012, when eight watersheds were managed. The diet was obtained from analysis of stomach contents of 565 individuals. The data were evaluated with a combination of analysis: PERMANOVA, SIMPER, Draftsman Plot, DISTLM e dbRDA. The diet analysis demonstrated a predominance of benthic invertebrates, with variations in the food items contribution after forest management. These variations, together with the set of environmental variables that influenced, indicates that the forest management activities affect the linkages between terrestrial and aquatic ecosystems, and primary and secondary productivity. These changes indicates the ineffectiveness of mitigation measures adopted and the potential damages from changes in forest management plan used in the study area (i.e. replacement of *Pinus* spp. by *Eucalyptus* spp.). These results show that the study and/or monitoring of the *T. davisi* diet (and other benthophagous fish) are potential tools to assess the forest

management plans effectiveness in mitigating impacts on aquatic ecosystems, and the monitoring required by forestry certifications.

Keywords: Benthophagous fish; Forest Stewardship Council (FSC); Environmental impacts; Ichthyofauna; Watersheds

1. Introdução

Estudos envolvendo a relação entre plantios comerciais de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. e ecossistemas aquáticos são de extrema importância, pois as áreas cultivadas com estas espécies abrangem um grande número de microbacias hidrográficas (MBH) (Valduga et al., em preparação). Microbacias hidrográficas são uma unidade natural da paisagem, com contínua troca de energia com o ecossistema terrestre, fazendo com que a qualidade da água nela produzida seja resultado da influência de diversos fatores, principalmente a cobertura vegetal (Lima, 2010; Price, 2011). Plantios de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. podem afetar o balanço hídrico das MBH, principalmente pela maior demanda de água durante seus primeiros anos de desenvolvimento (Ferraz et al., 2013) e pelo aumento nas taxas de deflúvio e vazão após o corte raso (Farley et al., 2005; Neary et al., 2009). Mudanças nesses parâmetros afetam a regulação do aporte de material alóctone (Lesch & Scott, 1997) e de íons (Câmara et al., 2000) para dentro do curso d'água, o que modifica as características físicas, químicas e biológicas dos corpos hídricos (Winemiller et al., 2014).

Buscando mitigar estes impactos, as empresas reflorestadoras adotam diferentes estratégias, como o plantio e manejo em mosaico (e.g. Klabin, 2013). Este método mescla, numa mesma área, cultivos de diferentes idades de uma ou mais essências florestais e fragmentos de floresta nativa (Almeida et al., 2007; Foelkel, 2012). Junto a isso, no momento do corte raso, as empresas reflorestadoras realizam a supressão das espécies cultivadas que invadem as áreas de vegetação ripária (e.g. Arauco, 2013; Klabin, 2013), que é a faixa de 30 m a partir das margens dos cursos d'água (Lei 12651, 2012). Ainda, as empresas reflorestadoras adotam certificações ambientais, como o *Forest Stewardship Council* (FSC), que exigem o monitoramento dos impactos dos plantios sobre a biota nativa e o uso dos resultados na elaboração de planos de manejo florestal mais

sustentáveis (FSC, 2014). Entretanto, apesar desta obrigação e dos impactos destes plantios sobre os recursos hídricos, há uma grande lacuna sobre a sua influência na biota aquática (Valduga et al., em preparação).

A inclusão da biota aquática em programas de monitoramento é uma medida eficaz da condição ambiental dos corpos hídricos (Karr, 1981), principalmente para as mudanças no uso ou cobertura do solo (Suriano et al., 2011). Para tanto, são utilizados os padrões funcionais (e.g. dieta) de um grande número de organismos, dentre eles os peixes (Braga et al., 2012; Smith, 2013). O conhecimento da ecologia alimentar dos peixes contribui para a compreensão da dinâmica de populações, além de fornecer informações valiosas para a avaliação da integridade biótica do ambiente e no desenvolvimento de estratégias de conservação (Braga et al., 2012). Neste sentido, o estudo da dieta de peixes do gênero *Trichomycterus* podem apresentar um grande potencial no diagnóstico de impactos ambientais. A família Trichomycteridae inclui mais de 200 espécies (de Pinna & Wosiacki, 2003), sendo *Trichomycterus* (Valenciennes 1833) o gênero mais diverso (de Pinna, 1998). Ocupam rios e riachos, em trechos de corredeiras com substratos rochosos, com uma ampla distribuição na região Neotropical (Habit et al., 2005). Em algumas regiões, como no Médio rio Tibagi, ecoregião aquática Alto rio Paraná (Abell et al., 2008), uma espécie deste gênero, i.e. *T. davisi* (Haseman, 1911), é dominante nas assembleias de peixes nos pequenos riachos de 2ª e 3ª ordem [segundo classificação de Strahler (1957)] em áreas com plantios de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. (Bennemann et al., 2008; Silva et al., 2013). O predomínio de invertebrados bentônicos em sua dieta, o torna um bom amostrador desta comunidade (Russo et al., 2002). Assim, modificações na sua dieta podem indicar efeitos na comunidade bentônica (Maroneze et al., 2011).

Pelos motivos expostos acima, há a necessidade de se investigar as respostas dos organismos aquáticos aos impactos advindos do manejo florestal (MF) (i.e. corte raso,

preparo de solo e plantio) dos plantios de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. Assim, este estudo objetivou analisar os padrões ecológicos de *T. davisi* em riachos de MBH inseridas em áreas com plantios comerciais destas espécies com a intenção de identificar possíveis impactos resultantes do MF. Especificamente, foi avaliado se as mudanças das características físicas, químicas e biológicas das microbacias e dos riachos após o manejo florestal afetaram a dieta deste Trichomycteridae em seus diferentes estádios ontogenéticos (i.e. jovens e adultos). Com isso, buscamos verificar seu potencial como bioindicador para o monitoramento da influência do MF sobre a biota aquática, melhorando a compreensão das relações causa/efeito neste processo.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudos

A área de estudo está localizada no município de Telêmaco Borba, região nordeste do Estado do Paraná (Fig. 1), bacia do Tibagi, inserida na ecorregião aquática Alto rio Paraná (Abell et al., 2008). A região não apresenta estação seca definida, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano (SUDHERSA, 2006). A área de estudos possui ~220,000 ha; com 55% de vegetação nativa, com áreas com Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual, e o restante dividido entre plantios de espécies arbóreas de interesse comercial, principalmente *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp., formando um grande mosaico florestal (Mazzoli, 2010).

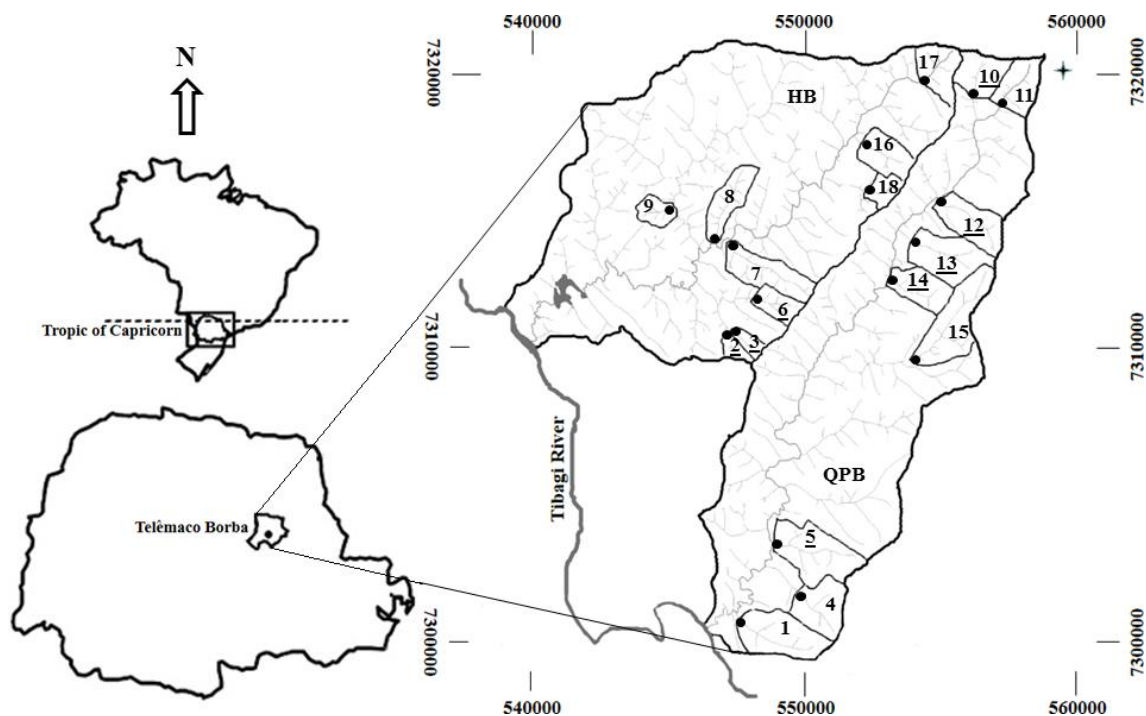


Fig. 1. Localização da área de estudos. Os polígonos indicam os limites das microbacias amostradas; os pontos indicam o local de amostragem; os números sublinhados indicam as microbacias que foram manejadas em 2012 e a estrela indica a localização da estação meteorológica. Onde: HB- Bacia do rio Harmonia; QPB – Bacia do rio Quebra Perna. Coordenadas em UTM (Universal Transversa de Mercator) (22J).

2.2. Coleta dos dados

A coleta dos dados foi realizada seguindo os princípios do método BACI (*Before-After-Control-Impact*) (Stewart-Oaten et al., 1986). Este procedimento compara a magnitude das alterações de um local impactado com as mudanças naturais em vários locais não impactados, com dados obtidos antes e depois da perturbação em análise (Smith, 2013). O método BACI sofreu diferentes modificações em sua proposta original, buscando atender preocupações relacionadas com o desenho experimental, tais como pseudo-replicação (Hurlbert 1984) e os efeitos de confusão de variação espacial e temporal (Stewart-Oaten et al. 1986; Underwood, 1992, 1994; Stewart-Oaten & Bence 2001). Por esses motivos, este método utiliza uma forma de replicação temporal, aonde a diferença entre as variáveis dos pontos monitorados (controle *versus* expostos), a

qualquer momento, é considerado uma observação experimental (Faith et al 1991, 1995; Stewart-Oaten et al., 1986, 1992; SSD, 2011; Smith, 2013).

Foram selecionadas 18 MBH, sendo 9 na bacia do rio Harmonia e 9 na do rio Quebra-Perna (Fig. 1). As microbacias utilizadas apresentam características comuns entre si, como a presença de plantios de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. com idades variadas e áreas com vegetação nativa concentradas na área ripária (Tabela 1). Em cada microbacia foi instalado 1 trecho de monitoramento com 50 m de extensão, em riachos de 2ª ou 3ª ordem, seguindo a classificação proposta em Strahler (1957). Em cada trecho foram realizadas 2 fases de coleta de dados, uma em 2011 e outra em 2012, quando 8 MBH foram manejadas 4 meses antes da 2ª fase de coleta (Fig. 1).

Até setembro de 2011 o manejo florestal foi realizado seguindo o mosaico florestal presente nas MBH monitoradas, com o corte raso de, em média, 13,7% da área total da microbacia (Tabela 1). Em outubro de 2011 houveram alterações no plano de manejo florestal, visando a substituição dos plantios de *Pinus* spp. pelos de *Eucalyptus* spp. Em vista disto, foi manejado um percentual maior da MBH, 29,5% em média (Tabela 1). Assim, em função de diferentes intensidades de manejo durante as coletas de dados, as fases de coletas foram divididas em 2 etapas. Desta forma, os pontos 1 ao 9 foram amostrados em janeiro e os pontos 10 ao 18 em maio, tanto em 2011 quanto em 2012. As MBH manejadas foram divididas, proporcionalmente, para cada etapa. Durante este manejo, também foi realizada a supressão das espécies cultivadas presentes nas áreas ripárias.

Tabela 1. Características gerais das microbacias (MBH) analisadas. Onde: SIT – ponto amostral; CRD – Coordenadas UTM (Universal Transversa de Mercator) (22J); ALT – altitude (m); ARE – área total da MBH (ha); MAN – área manejada (ha); EUC – área cultivada com *Eucalyptus* spp. (ha); PIN - área cultivada com *Pinus* spp. (ha); ARA - área cultivada com *Araucaria angustifolia*; GRE – área com

vegetação nativa (ha); ROA – área de estradas; ORD – ordem (Strahler, 1957). Para mais detalhes ver Material suplementar 2 e 3.

SIT	CRD	ALT	ARE	MAN	EUC	PIN	ARA	GRE	ROA	ORD	
1	547577	7300006	678	451,8		103,6	256,8		87	4,4	3
2	547266	7310429	750	107,4	13,7	27,9	1,3		33	31,5	2
3	547309	7310435	750	155,2	33,1		49,2	1,4	38	33,5	2
4	550081	7300641	732	393,8		164,9	163,7		43	22,2	2
5	547355	7313571	757	290,9	24,2	14	43,6	12	194	3,2	3
6	549075	7302643	682	639,7	78,6	75,1	363,2		118	4,8	2
7	548233	7310119	783	131		8,3	16,4	1,7	65	39,6	3
8	546724	7313791	723	380,9		28,5	104,2	15	155	78,2	3
9	545123	7314896	715	157,8		3,9	5,2	25	79	44,7	2
10	556145	7318940	801	307,9	37	177,1	42,7	2,8	43	5,3	2
11	557142	7318516	876	315,9		242,6	6,4		64	2,9	3
12	554426	7309639	780	658,2	231,4	123,1	126,7		134	43	3
13	553983	7313632	816	553,2	171,8	234,8	90,9		49	6,7	2
14	553239	7312236	758	275,6	109,8	70,4	29,3		43	23,1	2
15	555142	7314886	820	391,2		277	32,1		77	5,1	3
16	551940	7317319	815	369,8		81,5	98,9	0,4	73	116	2
17	554142	7319435	830	285,7		26,6	71,1	2,8	170	15,2	3
18	552309	7315563	810	205,5		47,3	67,3	0,8	57	33,1	2

2.3. Coleta da espécie amostral

A coleta de *T. davisi* foi realizada com o trecho amostral nos riachos delimitado por redes de bloqueio (0,3 mm entre nós) e com duas passadas de um equipamento de pesca elétrica, com 15 min de intervalo, no sentido contracorrente (e.g. Casatti, 2002). Os indivíduos coletados foram fixados em formol a 4% e transferidos para álcool 70%. Em laboratório, os indivíduos foram quantificados, pesados (peso total (TW) – 0,001g) e medidos (comprimento total (TL) e padrão – 0,01cm). Exemplos testemunhos foram tombados no Museu de História Natural do Capão da Imbuía (MHNCI), sob número 12641.

2.4. Identificação dos estádios de desenvolvimento

A identificação dos estádios de desenvolvimento (jovens e adultos) foi realizada através da análise macroscópica das gônadas (i.e. forma, volume, coloração, transparência e irrigação sanguínea). Nesta análise foram identificados e classificados os seus estádios de maturação gonadal, segundo a escala descrita por Brown-Peterson et al. (2011): (I) imaturo (nunca reproduziu), (II) em desenvolvimento (ovários em desenvolvimento inicial), (III) capazes de reproduzir (desenvolvido e fisiologicamente capaz de reproduzir), (IV) regredindo (término da reprodução), (V) regenerando (sexualmente maduros, reprodutivamente inativo). A seguir, com o software Origin-Pro 8 (OriginLab Corporation), foi avaliado o comprimento médio na primeira maturidade gonadal (L_{50}) (e.g. Braga et al., 2013), classificando os indivíduos em jovens e adultos. O L_{50} foi estimado a partir da distribuição da frequência de ocorrência de indivíduos adultos, estádios (II, III, IV e V), por classe de comprimento total, ajustados à função logística $P=1/(1+e^{-r(L-L_{50})})$ (Vazzoler, 1996). Onde: P- proporção de maduros esperada na classe de comprimento considerada; L- limite inferior da classe de comprimento considerada; L_{50} - comprimento médio de primeira maturidade gonadal (ponto de inflexão da curva); r- parâmetro do modelo (declividade da curva); e- valor da base do logaritmo neperiano.

2.5. Análise da dieta

Para o estudo da dieta, os itens alimentares encontrados no estômago dos indivíduos coletados foram analisados com auxílio de estereomicroscópio. Formas imaturas aquáticas de invertebrados foram identificados até o nível de família, demais itens foram classificados de acordo com sua origem (i.e. Vegetal Superior, Fragmentos de Insetos Alóctones). A quantificação dos itens alimentares foi realizada pelo método de pontos (Hyslop, 1980), no qual a contribuição quantitativa de cada item foi determinada pela proporção de quadrículas ocupadas pelo item sobre uma superfície milimetrada.

2.6. Coleta das variáveis ambientais

A pluviosidade média foi calculada com os valores acumulados nos quatro meses anteriores às coletas, com dados de uma estação meteorológica vizinha as MBH monitoradas (Fig. 1). Este período foi definido com base no espaço temporal entre a finalização do MF e a realização das coletas de dados. As variáveis da paisagem (i.e. área total da MBH, percentual manejado, de vegetação nativa, de plantios comerciais e de estradas) foram obtidas do banco de dados da empresa responsável pela área de estudos (Tabela 1). As características da vegetação ripária foram avaliadas visualmente, com a atribuição de categorias entre 0 e 10, onde 0 seria a pior situação (e.g. presença das espécies plantadas) e 10 a melhor (Tabela 1).

As variáveis físicas [i.e. Fósforo total (mgPl^{-1}); Cálcio (mg^{-1}); Potássio (mg^{-1}); Magnésio (mg^{-1}); Total de Sólidos Dissolvidos (mg^{-1})], químicas [i.e. características do curso d'água (classificação em corredeiras, remanso e poço (%)); temperatura ($^{\circ}\text{C}$); condutividade (μScm^{-1}); profundidade (m); largura (m); velocidade do fluxo (ms^{-1}); vazão (m^3s^{-1}); volume amostrado (m^3); abertura de dossel (%); características do substrato (classificação em banco de detritos, areia, argila, pedras, rochas (%))] e bióticas [i.e. biomassa de matéria orgânica alóctone (gm^{-2}), no substrato (gm^{-2}), de perifíton (gm^{-2}), no *drift* (gm^{-3}) e hidrossolúvel (gm^{-3}); taxa de clorofila-a (gm^{-3})] dos riachos foram obtidas conforme descrito no Material suplementar 1.

2.7. Análise dos dados

Para a identificação da influência do manejo florestal sobre a dieta de *T. davisi* a análise dos dados foi realizada separadamente para cada etapa de amostragem. Para tanto,

foi utilizada uma combinação de análises (i.e. PERMANOVA, SIMPER, *Draftsman Plot*, DISTLM e dbRDA) no software PRIMER 6 & PERMANOVA+ (Clarke & Gorley, 2006; Anderson et al., 2008).

Para avaliar a influência do MF sobre a dieta foi utilizada a análise PERMANOVA (*Permutational Multivariate Analysis of Variance*) (Anderson et al., 2008). Esta análise favorece o atendimento dos pressupostos de independência das réplicas temporais de dados, por utilizar os dados coletados nos pontos monitorados de forma individual, oferecendo maior particionamento de variação e, portanto, fatores de aumento (Underwood, 1992, 1994; Anderson et al., 2008). A capacidade de uso da matriz completa de dissimilaridade multivariada permite que a PERMANOVA detecte as mudanças nos parâmetros monitorados, às quais poderiam passar despercebidas ao usar métricas mais simples de análise de similaridade entre dados par a par (Underwood, 1992, 1994; SSD, 2011).

Para atender aos pressupostos desta análise, as matrizes com o número de pontos de cada item alimentar foram estandardizadas e transformadas por \sqrt{x} (Clarke & Gorley, 2006). Com estes dados foram construídas matrizes de similaridade pelo índice Bray-Curtis (Anderson et al., 2008). Estas matrizes foram avaliadas nas análises PERMANOVA com o design: ano (2011/2012), fixo; tratamento (controle/manejo), fixo; maturação gonadal (jovens/adultos), fixo; em 9999 permutações (Anderson et al., 2008). Com estes designs, a detecção do impacto do manejo florestal é diagnosticada no encontro de resultados significativos nos cruzamentos ortogonais de “ano” *versus* “tratamento” e/ou “ano” *versus* “tratamento” *versus* “estádio de maturação gonadal” (e.g. SSD, 2011). Os demais resultados são relacionados a variações temporais (entre anos), espaciais (entre pontos monitorados e/ou MBH), ontogenéticas (entre jovens e adultos) e seus respectivos inter-relacionamentos (e.g. Underwood, 1992; SSD, 2011). Havendo mais de um

resultado significativo, deve ser considerado o valor estatístico da relação (Underwood, 1992).

Para a obtenção da dissimilaridade média entre a dieta dos grupos controle e manejo após o MF, foram utilizadas análises de similaridade SIMPER, com as matrizes com os dados transformados (Clarke & Gorley, 2006). Esta análise também forneceu os itens alimentares que mais contribuíram na diferenciação da dieta antes e depois do MF.

Para a análise da influência das variáveis ambientais (Material suplementar 2 e 3) sobre a dieta após o MF, foi utilizada a análise da Distância Baseada em Modelos Lineares (DISTLM) e a Distância Baseada em Análises de Redundância (dbRDA) (Anderson et al., 2008). Com a DISTLM foram identificados os melhores modelos com as variáveis ambientais que afetaram a dieta, para ambas as fases de amostragem (janeiro e maio). Com a dbRDA, foi realizado o ordenamento da nuvem de dados fornecida por este modelo. Para atender as premissas destas análises, com o uso da análise *Draftsman Plot* foram identificadas as variáveis ambientais correlacionadas (correlação de Pearson) (Clarke & Gorley, 2006). Com os resultados obtidos nesta análise foram excluídas as variáveis ambientais correlacionadas ($r \geq 0,9$) das análises posteriores (Clarke & Gorley, 2006). Após, os dados foram transformados: arco-seno \sqrt{x} para as em percentagem e Log(x+1) para as demais variáveis. A seguir, foi gerada uma matriz de similaridade com distância Euclidiana, posteriormente utilizada na análise DISTLM. Com a dbRDA, os modelos de variáveis ambientais explicativas obtidos nesta análise foram relacionados com as matrizes de similaridades por Bray-Curtis, da média dos parâmetros e variáveis ambientais com influência significativa do MF. Esta média foi obtida a partir do agrupamento dos parâmetros e variáveis por tipo de manejo aplicado (i.e. sem e com manejo) e ponto.

3. Resultados

3.1. Identificação dos estádios de desenvolvimento

Os estádios de desenvolvimento foram estimados para 738 indivíduos, sendo que 356 foram coletados em 2011 (170 indivíduos em janeiro e 186 em maio) e 382 em 2012 (154 em janeiro e 228 em maio), com uma abundância média de $20,5 \pm 9,3$ indivíduos por coleta. O tamanho dos exemplares variou entre 1,2 a 10,6cm, com o L_{50} estimado aos 4,9 cm. Foram identificados 613 indivíduos jovens (TL = $3,3 \pm 0,7$ cm; TW = $0,5 \pm 0,2$ g) e 125 indivíduos adultos (TL = $6,2 \pm 1,2$ cm; TW = $2,8 \pm 1,5$ g).

3.2. Análise da influência do manejo florestal na dieta

A dieta foi obtida da análise do conteúdo de 565 estômagos, sendo 269 coletados nas etapas realizadas em janeiro (206 indivíduos jovens e 63 adultos) e 296 nas realizadas em maio (269 indivíduos jovens e 27 adultos). Foi registrado o consumo de 52 itens alimentares, principalmente formas imaturas aquáticas de insetos (Material suplementar 4). A análise PERMANOVA evidenciou a influência do MF na dieta dos indivíduos analisados, tanto para a etapa de janeiro (MS = 21413; *Pseudo-F* = 6,5; $P < 0,001$) quanto para a de maio (MS = 19183; *Pseudo-F* = 4,94; $P < 0,001$). Para os exemplares coletados nas etapas em janeiro também foi encontrada a influência do estágio de maturação gonadal na dieta (MS = 12936; *Pseudo-F* = 3,93; $P < 0,001$). Para os indivíduos coletados nas etapas realizadas em maio, além da influência da ontogenia (MS = 13590; *Pseudo-F* = 3,5; $P = 0,002$), a dieta dos diferentes estádios de maturação gonadal variou entre os pontos (MS = 10519; *Pseudo-F* = 2,71; $P = 0,01$) e entre os pontos e anos de amostragem (MS = 8155,8; *Pseudo-F* = 2,1; $P = 0,04$).

Para os exemplares coletados nas etapas realizadas em janeiro a análise SIMPER demonstrou uma dissimilaridade de 78,42% na dieta entre os pontos controle e tratamento

após o MF. Larvas de Chironomidae, Simuliidae e Baetidae contribuíram com 48,96% desta variação (Tabela 2). Nos pontos não manejados nesta etapa a dieta foi composta por 33 itens alimentares e, nos pontos manejados, 17 destes itens não foram encontrados na dieta, com o registro de três novos itens (Tabela 2). Entre os pontos controle e tratamento amostrados em maio, esta análise demonstrou que a dieta diferiu 83,43% após o MF. Larvas de Chironomidae, Simuliidae e partes não identificadas de insetos alóctones contribuíram com 48,76% desta variação (Tabela 2). Nos pontos não manejados nesta etapa foram consumidos 35 itens alimentares e, nos pontos manejados, 17 destes itens não foram encontrados, sendo registrados dois novos itens (Tabela 2)

Table 2: Itens alimentares e suas variações antes e depois do MF, fornecidos pela análise SIMPER. Onde: CON- abundância média do item alimentar antes do MF; MAN- abundância média após o MF; ADS- dissimilaridade média entre CON e MAN; CNT- contribuição percentual na dissimilaridade encontrada; PNI- partes não identificadas de insetos alóctones; NI- não identificado. Com * estão os itens com maior contribuição percentual nas variações encontradas. Os traços indicam os itens excluídos ou inseridos após o manejo.

Mês	Janeiro				Maio			
	CON	MAN	ADS	CNT	CON	MAN	ADS	CNT
Aeglidae								
<i>Aegla</i> sp.	0,02	0	0,19	0,24				
Diptera								
Adulto NI					0,02	0	0,14	0,17
Ceratopogonidae	0,16	0,23	2,29	2,91	0,24	0,06	2,55	3,06
Chironomidae*	2,01	2,08	16,72	21,32	1,56	1,78	19,15	22,95
Culicidae					0,01	0	0,07	0,09
Dixidae	0,02	0	0,15	0,19	0,04	0,12	1,57	1,88
Empididae	0,02	0	0,07	0,09				
Psychodidae	0,01	0,06	0,49	0,63				
Simuliidae - pupa	0,03	0,09	0,97	1,24	0,07	0,06	1,03	1,24
Simuliidae*	1,33	0,74	11,91	15,18	0,77	0,72	10,81	12,95
Stratiomyidae	0,26	0,25	3,12	3,98	0,27	0,04	2,19	2,62
Tipulidae	0,05	0,07	0,88	1,12	0,08	0,1	1,15	1,38
Ephemeroptera								
Baetidae*	0,37	1,18	9,77	12,46	0,33	0,67	8,06	9,66

Euthyplociidae					0,02	0	0,14	0,16
Helicopsyidae	0,17	0	1,07	1,37	0,07	0	0,58	0,69
Hydrobiosidae	0,07	0	0,46	0,58	0,03	0,17	1,67	2
Hydropsychidae	0,04	0,04	0,47	0,6	0,12	0,06	1,59	1,91
Leptohyphidae					0,06	0	0,55	0,66
Leptophlebiidae	0,57	0,64	7,69	9,81	0,49	0,37	7,19	8,62
NI	0,01	0,09	0,9	1,15				
Polymirtacyidae					0,02	0	0,21	0,26
Coleoptera								
Curculionidae	0,09	0	0,59	0,76				
Dryopidae					0,03	0,05	0,52	0,63
Elmidae	0,17	0,29	3,05	3,88	0,3	0,16	3,74	4,48
Gyrinidae					0,02	0	0,21	0,26
Hydrophilidae					0,04	0	0,33	0,4
Lutrochidae	0,02	0	0,09	0,12				
Psephenidae	0,01	0	0,04	0,06	0,02	0	0,21	0,26
Ptilodactylidae	0,05	0	0,23	0,29	0,02	0,06	0,59	0,71
Staphylinidae					0,02	0	0,21	0,26
Odonata								
Aeshnidae					0,02	0	0,21	0,26
Calopterygidae					0,02	0	0,15	0,18
Gomphidae					0,04	0,06	0,87	1,05
Libellulidae	0,15	0,18	2,5	3,19	0,07	0,06	1,08	1,29
NI	0,02	0	0,07	0,09				
Trichoptera								
Leptoceridae	0,06	0,09	1,2	1,54	0,04	0	0,37	0,44
Philopotamidae	0,09	0	0,69	0,88				
Plecoptera								
Gripopterygidae	0,02	0	0,12	0,16				
Perlidae	0,14	0	1,03	1,31				
Megaloptera								
Corydalidae	0	0,09	0,52	0,66				
Neuroptera								
NI	0	0,08	0,59	0,76				
Hemiptera								
Belostomatidae					0,02	0	0,21	0,26
Gerridae	0	0,06	0,39	0,5	0,01	0	0,05	0,06
Veliidae	0,02	0	0,15	0,19				
Orthoptera								
Acrididae-ninfa					0,02	0	0,13	0,16
Outros								
Aracnidae					0	0,05	0,39	0,46
Hirudinae	0,04	0	0,2	0,26	0,02	0	0,15	0,18
Oligochaeta					0	0,06	0,48	0,57
PNI*	0,7	0,47	7,26	9,26	0,82	0,57	10,73	12,86
Escamas	0,01	0	0,06	0,08				
Vegetal superior	0,18	0,09	2,17	2,77	0,19	0,33	4,13	4,94
Matéria orgânica	0,04	0	0,31	0,39				

A análise *Draftsman Plot* demonstrou uma correlação entre a profundidade média e o volume em ambas as etapas de amostragem (janeiro $r = 0,91$; maio $r = 0,96$). Para as etapas realizadas em janeiro, a análise DISTLM mostrou que a combinação de 11 variáveis (percentual manejado e de áreas com vegetação nativa na MWS; volume amostrado; vazão; abertura de dossel, percentual de detritos no substrato e de áreas de poço no curso d'água; concentração de Potássio; biomassa de matéria orgânica hidrossolúvel; clorofila-a; precipitação) explicam 98% da variação na dieta após o MF (AIC = 68,858; $R^2 = 0,978$; RSS = 409,75). A análise dbRDA mostrou que o percentual de detritos no substrato e a precipitação possuem maior influência na dieta (Figura 2a). Os dois principais eixos desta análise explicam 43,9% da variação do modelo proposto e 43% da variação total da dieta (Figura 2a).

Para as etapas em maio, a análise DISTLM também mostrou que 11 variáveis (percentual de áreas com vegetação nativa e de estradas na MWS; percentual de detritos no substrato e de corredeiras no curso d'água; concentração de Magnésio, Cálcio; temperatura; sólidos dissolvidos; biomassa de matéria orgânica alóctone e de matéria orgânica hidrossolúvel; precipitação) explicam 97% das variações na dieta após o manejo (AIC = 70,815; $R^2 = 0,974$; RSS = 476,33). A análise dbRDA demonstrou que a precipitação, teve maior influência na dieta (Figura 2b). Os dois principais eixos desta análise explicam 43,1% da variação do modelo proposto e 42% da variação total da dieta (Figura 2b).

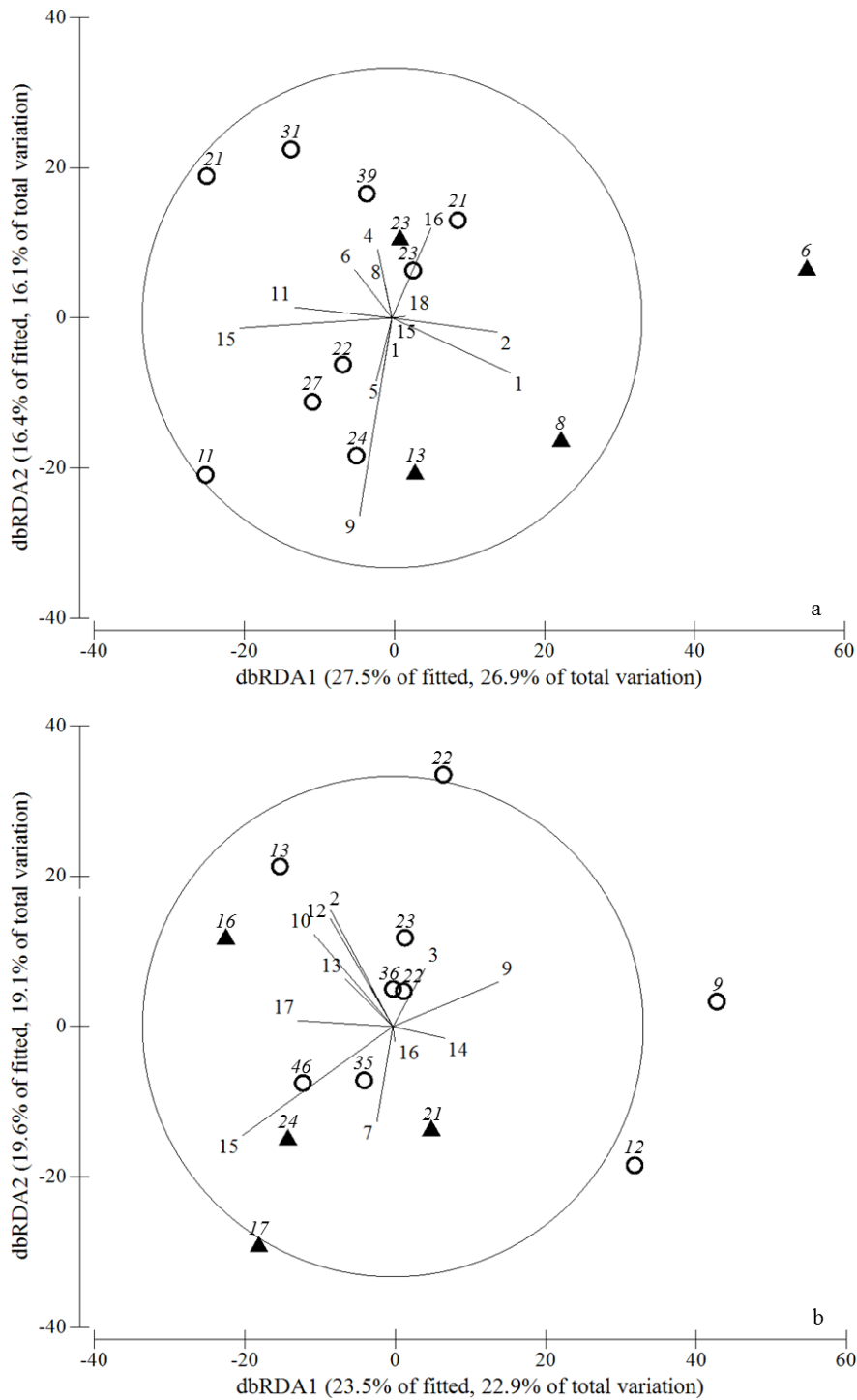


Fig. 2. dbRDA para a dieta de *T. davisi* originada do melhor modelo com as variáveis ambientais fornecido pela análise DISTLM para Janeiro (a) e Maio (b). Os vetores indicam a influência das variáveis ambientais (percentual manejado (1); percentual de áreas com vegetação nativa (2); percentual de estradas (3); abertura de dossel (4); volume amostrado (5); vazão (6); percentual de corredeiras (7); percentual de poços (8); percentual de detritos no substrato (9); concentração de Cálcio (10); concentração de Potássio (11); concentração de Magnésio (12); temperatura (13); total de sólidos dissolvidos (14); precipitação (15); biomassa de matéria orgânica hidrossolúvel (16); biomassa de matéria orgânica alóctone (17); Clorofila-a

(18)). Os símbolos representam a média da dieta em cada ponto amostral por tipo de manejo aplicado (O - pontos sem manejo; ▲ - ponto com manejo). Os números em itálico sobre os símbolos indicam o número de amostras em cada agrupamento.

4. Discussão

A dieta encontrada, com o predomínio de formas imaturas aquáticas de insetos e com variações ontogenéticas, confirma o caráter bentófago de *T. davisii* e os padrões descritos na literatura para os Trichomycteridae (e.g. Chará et al., 2006; Cetra et al., 2011; Barreto et al., 2013). O caráter bentófago desta espécie indica a sua dependência da paisagem no entorno (Russo et al., 2002; Barreto et al., 2013), como visualizado na influência do percentual de áreas com vegetação nativa na MBH em sua alimentação. Este vínculo pode ser relacionado à baixa produtividade primária e a dependência do aporte de recursos alóctones da vegetação lindeira para a manutenção da comunidade heterotrófica em riachos de cabeceira (Vannote et al., 1980; Abilhoa et al. 2011), como os amostrados. Variações no aporte do material alóctone, além de modificar a estrutura física do habitat aquático, afetam a composição/estrutura da biota (Göcke et al., 2013). Assim, uma vez que a cobertura vegetal das MBH regula o aporte do material alóctone, a estabilidade no ecossistema terrestre mantém o equilíbrio do ecossistema aquático e a disponibilidade regular dos recursos alimentares utilizados.

Desta forma, as mudanças encontradas na dieta após o MF evidenciam alterações na estabilidade entre o ecossistema terrestre e o aquático. Estas alterações modificaram o aporte de material alóctone, a estrutura da comunidade bentônica e a disponibilidade de recursos alimentares utilizados por esta espécie após o MF. Estes efeitos são visualizados nas variações da abundância de alguns dos itens alimentares na dieta após o manejo florestal (e.g., aumento no consumo de Chironomidae e Baetidae e diminuição no de

Simuliidae). Geralmente, larvas das famílias Chironomidae e Baetidae respondem positivamente ao maior volume de sedimentos finos depositados no substrato (Al Shaw & Richardson, 2001) ou a presença de plantios de *Eucalyptus* spp. (Callisto et al., 2002), podendo aumentar a sua abundância e/ou biomassa. Já, membros da família Simuliidae apresentam declínio nestas situações (Stenert et al., 2012; Göcke et al., 2013).

Além dos efeitos descritos anteriormente, a combinação das variáveis ambientais com influência na dieta sugere que o MF pode ter impactos sobre a produtividade primária e o comportamento dos peixes. O aumento nas taxas de deflúvio e vazão após o MF (Neary et al., 2009), além de aumentarem o aporte de material alóctone, afetam a deposição e transporte deste material (Winemiller et al., 2014), como visualizado na influência da biomassa de matéria orgânica hidrossolúvel, percentual de bancos de detritos no substrato, total de sólidos dissolvidos e concentração de íons (i.e. magnésio, potássio e cálcio). Estas mudanças podem aumentar a turbidez e a diminuir a concentração de íons e nutrientes, limitando o crescimento e o desenvolvimento das algas, afetando as taxas de clorofila-a (Flecker et al., 2002; Moschini-Carlos 1999), que é um importante indicador da produtividade primária nos ecossistemas aquáticos (CETESB, 2014). Por sua vez, a maior vazão, por sua ação no revolvimento e transporte do substrato, pode aumentar o *drift* de organismos bentônicos e de matéria orgânica, modificando as comunidades no ambiente fonte e a jusante (Winemiller et al., 2014). Nos peixes, a maior vazão pode prejudicar a visualização e a captura da presa (Göcke et al., 2013; Winemiller et al., 2014), além da temperatura afetar suas taxas metabólicas, alterando a intensidade de forrageamento (Pauly, 1998). Ainda, as mudanças na disponibilidade de recursos podem influenciar o estado nutricional dos peixes, seu crescimento e reprodução (Pauly, 1998). Assim, as mudanças encontradas na dieta após o MF indicam a possibilidade de futuros impactos nas populações de *T. davisi*.

Estas alterações sugerem que o sistema de mosaico florestal utilizado na área de estudos (Klabin, 2013) foi ineficaz na mitigação dos impactos avaliados. Entretanto, a retirada das espécies cultivadas na vegetação ripária juntamente com a colheita florestal (Arauco, 2013; Klabin, 2013) pode ter influenciado este resultado. Como observado durante as amostragens, esta remoção reduz as dimensões da vegetação ripária, afetando a sua eficácia na regulação do aporte de material alóctone (e.g. Ferraz et al., 2013), amplificando os impactos encontrados. Da mesma forma, as mudanças no plano de manejo da área de estudos, com a substituição das espécies com crescimento lento (e.g. *Pinus* spp.) pelas de crescimento rápido (e.g. *Eucalyptus* spp.), que é uma tendência mundial (Brockerhoff et al., 2013), pode aumentar a intensidade e a frequência dos impactos encontrados, pelo menor tempo entre as rotações e pela maior área manejada nas MBH.

5. Conclusão

Os resultados encontrados evidenciam o caráter bentófago de *T. davisii* e a sua grande dependência da cobertura vegetal das MBH. As alterações em sua dieta mostram que as atividades realizadas durante o MF causaram impactos nas ligações entre os ecossistemas terrestre e aquático e na produtividade primária e secundária. Ainda, estas alterações indicam a ineficácia das medidas mitigadoras adotadas, a possibilidade de futuros impactos em suas populações e os prejuízos potenciais sobre a biota aquática pela substituição das espécies de crescimento lento pelas de crescimento rápido. Estes resultados evidenciam que o estudo da dieta de *T. davisii* (bem como de outros peixes bentófagos), é uma ferramenta potencial para a detecção dos impactos do MF sobre os recursos hídricos, para os monitoramentos exigidos pelas certificações florestais (FSC, 2014) e para o aumento da sustentabilidade dos planos de manejo florestal. Da mesma

forma, os resultados reforçam a importância da realização de monitoramentos com longa duração envolvendo a biota aquática em áreas com plantios de espécies florestais exóticas (Valduga et al., em preparação), o que melhoraria a compreensão das relações ecológicas existentes e a amplitude dos impactos encontrados.

6. Agradecimentos

Agradecemos aos demais membros do Laboratório de Ecologia e Conservação e ao Dr. Padial, A.A., que contribuíram significativamente na preparação deste manuscrito, bem como aos revisores anônimos. Agradecemos ao CNPQ, pelo fornecimento de fundos contínuos a J.R.S.V.; a CAPES pela bolsa de doutorado concedida a M.O.V.; e a KLBIN S/A, pelo suporte logístico e financeiro a esta pesquisa.

7. Referências

- Abell, R., Thieme, M., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., et al., 2008. Freshwater ecoregions of the World: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioSci.* 58, 403-414.
- Abilhoa, V., Braga, R.R., Bornatowski, H., Vitule, J.R.S., 2011. Fishes of the Atlantic Rain Forest streams: ecological patterns and conservation, in: Grillo, O., Venora, G. (Eds.), *Changing diversity in changing environment*. In-Tech, Rijeka, pp. 259-282.
- Al Shaw, E., Richardson, J. S., 2001. Direct and indirect effects of sediment pulse duration on stream invertebrate assemblages and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) growth and survival. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, n. 58, p. 2213 – 2221.

- Almeida, A.C., Soares, J.V., Landsberg, J.J., Rezende, G.D., 2007. Growth and water balance of *Eucalyptus grandis* hybrid plantations in Brazil during a rotation for pulp production. *Forest Ecol. Manage.* 251, 10-21.
- Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R., 2008. PERMANOVA + for Primer: guide to software and statistical methods, first ed. Primer-E, Plymouth.
- Arauco Forest Brazil, 2013. Resumo público do manejo florestal 2012/2013 – Região de Tunas do Paraná. Electronic resource. <http://www.arauco.cl/_file/file_3305_res-publico-fsc_tunas_final_dez2012.pdf> (accessed March 2013).
- Back, A.J., 2006. Hidráulica e hidrometria aplicada, first ed. EPAGRI, Florianópolis.
- Barreto, A.P., Armiliato, F.C., Ribeiro, V.M., Abilhoa, V., 2013. On the diet of two endemic and rare species of *Trichomycterus* (Ostariophysi: Trichomycteridae) in the Jordão River, Iguaçú River basin, southern Brazil. *Est. Biol.* 35, 17-23.
- Bennemann, S.T., Shibatta, O.A., Vieira, A.O.S., 2008. A flora e fauna do Ribeirão Varanal: um estudo da biodiversidade no Paraná, first ed. EDUEL, Londrina.
- Braga, R.R., Bornatowski, H., Vitule, J.R.S., 2012. Feeding ecology of fishes: an overview of worldwide publications. *Rev. Fish. Biol. Fish.* 22, 915-929.
- Braga, R.R., Braga, M.R., Vitule, J.R.S., 2013. Population structure and reproduction of *Mimagoniates microlepis* with a new hypothesis of ontogenetic migration: implications for stream fish conservation. *Env. Biol. Fish.* 96, 21-31.
- Brockerhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A., Ferraz, S.F.B., 2013. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. *For. Ecol. Manage.* 301, 43-50.
- Brown-Peterson, N.J., Wyanski, D.M., Saborido-Rey, F., Macewiz, B.J., Lowerre-Barbieri, S.K., 2011. A standardized terminology for describing reproductive development in fishes. *Mar. Coast. Fish.* 3, 52-70.

- Callisto, M., Barbosa, F.A.R., Moreno, P., 2002. The influence of Eucalyptus plantations on the macrofauna associated with *Salvinia auriculata* in southeast Brazil. *Braz. J. Biol.* 62, 63-68.
- Câmara, C.D., Lima, W.P., Vieira, S.A., 2000. Clear cutting of a 50 years old Eucalyptus plantation: impacts on nutrient cycling in an experimental catchment. *Sci. For.* 57, 99-109.
- Casatti, L., 2002. Fish feeding in a stream in the Parque Estadual Morro do Diabo, High Paraná River basin, southern Brazil. *Biota Neotrop.* 2, 12-14.
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2014. Determinação de Clorofila-a e Feofitina-a: método espectrofotométrico. <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/servicos/normas/pdf/L5306.pdf>> (accessed March 2014).
- Cetra, M., Rondinelli, G.R., Souza, U.P., 2011. Compartilhamento de recursos por duas espécies de peixes nectobentônicas de riachos na bacia do rio Cachoeira (BA). *Biota Neotrop.* 11, 87-95.
- Chará, J.D., Baird, D.J., Telfer, T.C., & Rubio, E.A., 2006. Feeding ecology and habitat preferences of the catfish genus *Trichomycterus* in low-order streams of the Colombian Andes. *J. Fish Biol.* 68, 1026-1040.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006. *PRIMER v.5: User manual/tutorial*, first ed. PRIMER-E, Plymouth.
- de Pinna, M.C.C., 1998. Phylogenetic relationships of neotropical siluriformes (Teleostei: Ostariophysi): Historical overview and synthesis of hypothesis. In Malabarba L. R., *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes*. Porto Alegre: EDIPUCRS. Pp279-330

- de Pinna, M.C.C., Wosiacki, W.B., 2003. Family Trichomycteridae (Pencil or parasitic catfishes). In R. E. Reis, S. O. Kullander & C. J. Ferraris (Ed.). Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS. Pp. 270-290.
- Faith, D.P., Dostine, P.L., Humphrey, C.L., 1995. Detection of mining impacts on aquatic macroinvertebrate communities: Results of a disturbance experiment and the design of a multivariate BACIP monitoring programme at Coronation Hill, Northern Territory. In *The use of biota to assess water quality*, Austral. J. Ecol. 20, 167–180.
- Faith, D.P., Humphrey, C.L., Dostine, P.L., 1991. Statistical power and BACI designs in biological monitoring: comparative evaluation of measures of community dissimilarity based on benthic macroinvertebrate communities in Rockhole Mine Creek, Northern Territory, Australia. Austral. J. Mar. Freshw. Res. 42, 589–602.
- Farley, K.A., Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. Glob. Chang. Biol. 11, 1565-1576.
- Ferraz, S.F.B., Lima, W.P., Rodrigues, C.B., 2013. Managing forest plantation landscapes for water conservation. For. Ecol. Manage. 301, 58-66.
- Ferreira, C.P., Casatti, L., 2006. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. Environ. Manage. 38, 974-982.
- Flecker, A.S., Taylor, B.W., Bernhardt, E.S., Hood, J.M., Cornwell, W.K., Cassatt, S.R., Vanni, M.J., Altman, N.S., 2002. Interactions between herbivorous fishes and limiting nutrients in a tropical stream ecosystem. Ecol. 83, 1831-1844.
- Foelkel, C., 2012. A Sustentabilidade das Florestas Plantadas de Eucalipto na Rede de Valor da Celulose e Papel no Brasil. In: *Eucalyptus Online Book & Newsletter*. Disponível em:

<http://eucalyptus.com.br/eucaliptos/PT30_SustentabilidadeEucaliptos.pdf>.

Acesso em 19 de maio de 2014.

FSC - Forest Stewardship Council, 2014. FSC Principles and Criteria for Forest Stewardship. FSC-STD-01-001 (version 4-0). <<http://www.fsc.org/download.fsc-std-01-001-v4-0-en-fsc-principles-and-criteria-forforest-stewardship.181.htm>> (accessed March 2014).

Göcke, C., Kaschek, N., Meyer, E.I., 2013. Diet of fishes in a detritus-based sandy lowland brook, *Limnol.* 43, 451-459.

Habit, E., Victoriano, P., Campos, H., 2005. Ecología trófica y aspectos reproductivos de *Trichomycterus areolatus* (Pisces, Trichomycteridae) en ambientes loticos artificiales. *Rev. Biol. Trop.* 53, 195-210.

Hurlbert, S.H., 1984. Pseudoreplication and design of ecological field experiments. *Ecol. Monogr.* 54,187–211.

Hyslop, E.J., 1980. Stomach contents analysis a review of methods and their application. *J. Fish Biol.* 17, 411-429.

Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fish.* 6, 21-27.

Klabin, 2013. Resumo Público: Plano de Manejo Florestal 2013 - Unidade Florestal Paraná. Klabin, Telêmaco Borba.

Lei Federal Brasileira 12.651, de 25 de maio de 2012.

Lesch, W., Scott, D.F., 1997. The response in water yield to the thinning of *Pinus radiata*, *Pinus patula* and *Eucalyptus grandis* plantations. *For. Ecol. Manage.* 99, 295–307.

Lima, W.P., 2010. A silvicultura e a água: ciência, dogmas, desafios. *Cadernos do Diálogo*, v.01, first ed. Instituto BioAtlântica, Rio de Janeiro.

- Maroneze, D.M., Coscarelli, D., Vidigal, T.H.D.A., Callisto, M. 2011. First record of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the drainage basin of the Araguari River, Minas Gerais, Brazil. *Braz. J. Biol.* 71, 221-222.
- Mazzolli, M., 2010. Mosaics of exotic forest plantations and native forests as habitat of Pumas. *Environ. Manage.* 46, 237-253.
- Moschini-Carlos, V., 1999. Importância, estrutura e dinâmica da comunidade perifítica nos ecossistemas aquáticos continentais, in: Pompêo, M.L.M. (Ed.), *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. Gráfica e Editora União, São Luís, pp. 1-11.
- Neary, D.G., Ice, G.G., Jackson, C.R., 2009. Linkages between forest soils and water quality and quantity. *For. Ecol. Manage.* 258, 2269-2281.
- Pauly, D., 1998. Tropical fishes: patterns and propensities. *J. Fish Biol.* 53, 1-17.
- Price, K., 2011. Effects of watershed topography, soils and use, and climate on base flow hydrology in humid regions: A review. *Progr. Phys. Geo.* 35, 465-492.
- Russo, M.R., Ferreira, A., Dias, R.M., 2002. Disponibilidade de invertebrados aquáticos para peixes bentófagos de dois riachos da bacia do rio Iguaçu, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum.* 24, 411-417.
- Silva, J.F.M., Raio, C.B., Bernardino, D.F.S., Bennemann, S.T., 2013. Longitudinal patterns of fish assemblages in mountain streams from tropical forest biome. *Biota Neotrop.* 13, <<http://www.biotaneotropica.org.br/v13n3/en/abstract?article+bn01213032013>>.
- SMEWW, 2005. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 21th. ed. American Public Health Association, Whashington DC.
- Smith, E.P., 2013. BACI Design. *Encyclopedia of Environmetrics*. <<http://www.10.1002/9780470057339.vab001.pub2>>.

- SSD - Supervising Scientist Division, 2011. Environmental monitoring protocols to assess potential impacts from Ranger minesite on aquatic ecosystems: Fish community structure in channel billabongs. Internal Report 590, September, Supervising Scientist, Darwin.
- Stenert, C., Bacca, R.C., Aline B. Moraes, A.B., Ávila, A.C., Maltchik, L., 2012. Negative effects of exotic pine invasion on macroinvertebrate communities in southern Brazil coastal ponds. *Mar. Freshw. Research.* 63, 283–292.
- Stewart-Oaten A, Bence JR (2001) Temporal and spatial variation in environmental impact assessment. *Ecol. Monogr.* 71,305–339.
- Stewart-Oaten, A., Bence, J.R., Osenberg, C.W., 1992. Assessing effects of unreplicated perturbations: no simple solutions. *Ecol.* 73,1396-1404.
- Stewart-Oaten, A., Murdoch, W.W., Parker, K.R., 1986. Environmental Impact Assessment: “pseudoreplication” in time? *Ecol.* 67, 929-940.
- Strahler, A.N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transact. Amer. Geoph. Um.* 38, 913-920.
- SUDERHSA - Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Paraná, 2006. Médias Históricas de Chuvas no Estado do Paraná de 1976 a 2005. SUDERHSA, Curitiba.
- Suriano, M.T., Fonseca-Gessner, A.A., Roque, F.O., Froehlich, C.G., 2011. Choice of macroinvertebrate metrics to evaluate stream conditions in Atlantic Forest, Brazil *Environ. Monit. Assess.* 175, 87–101.
- Townsend, C.R., Uhlmann, S.S., Matthaei, C.D., 2008. Individual and combined responses of stream ecosystems to multiple stressors. *J. Appl. Ecol.* 45, 1810–1819.
- Underwood, A.J., 1992. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 161,145–178.

- Underwood, A.J., 1994. On Beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecol. Appl.* 4,3–15.
- Valduga, M.O., Zenni, R.D., Vitule, J.R.S., em avaliação. Ecological studies reveal broad and heterogeneous impacts of exotic tree species plantations – examples from a megadiverse country. *For. Ecol. Manage.*
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish Aqua. Sci.* 37, 130-137.
- Vazzoler, A.E.A.M., 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática.* Eduem, Maringá.
- Winemiller, K.O., Montaña, C.G., Roelke, D.L., Cotner, J.B., Montoya, J.V., Sanchez, L., Castillo, M.M., Layman, C.A., 2014. Pulsing hydrology determines top-down control of basal resources in a tropical river-floodplain ecosystem. *Ecol. Monograph.* <<http://dx.doi.org/10.1890/13-1822.1>>.

Material suplementar 1. Métodos de coleta e análise das variáveis bióticas e abióticas. Onde: CP– ponto central; WSS– toda a seção de amostragem; ECP– amostragens nas extremidades e ponto central; Ref– Referencias; a– SMEWW (2005) / CESTB (2014); b– Townsend et al. (2008); c– Back (2006); d– Ferreira and Casatti (2006). Ver Material suplementar 2 e 3 para os valores obtidos.

Variáveis	Local	Método de coleta	Método de análise	Ref.
Químicas				
Fósforo total (mgPl ⁻¹)	CP	Coleta de 300 ml de água (para cada parâmetro)	Titulação com cloreto de etanol	a
Cálcio (mg l ⁻¹)	CP		Espectrometria por chama e absorção atômica	
Potássio (mg l ⁻¹)	CP			
Magnésio (mg l ⁻¹)	CP			
TDS (mg l ⁻¹)	CP	Coleta de 400 ml de água	Filtragem, secagem, pesagem e incineração (550°C – 2 h) e repesagem	b
Físicas				
Características do curso d'água (%)	WWS	Classificação em poço, corredeira e remanso	Visual	
Temperatura (°C)	CP	Condutivímetro portátil DM-3 DIGIMED		
Condutividade (µScm ⁻¹)	CP			
Largura (m)	ECP	Fita métrica		b
Profundidade (m)	ECP	Fita métrica		b
Velocidade (ms ⁻¹)	ECP	Objeto flutuante		c
Vazão (m ³ s ⁻¹)	WWS	Relação entre profundidade, largura e velocidade		
Volume amostrado (m ³)	WWS	Relação entre profundidade, largura, velocidade e extensão (50m)		
Abertura de dossel (%)	ECP	Fotografias a 1,5 m do solo	Gap Light Analyzer software (GLA©1999)	
Características do substrato (%)	WWS	Classificação em detritos, areia, rochas, pedras, matações	Visual	d
Bióticas				
Matéria orgânica alóctone (gm ⁻²)	ECP	Bateria de 9 bandejas com flutuadores durante 24h.	Filtragem, secagem, pesagem e incineração (550°C – 2 h) e repesagem	b
Matéria orgânica no substrato (gm ⁻²)	ECP	Coleta com amostrador tipo Surber (30 x 30cm e malha de 250µm)		
Perifiton (gm ⁻²)	ECP	9 amostras de rochas	Homogeneização, filtragem, secagem, pesagem e incineração (550°C – 2 h) e repesagem	
Matéria orgânica no drift (gm ⁻³)	ECP	Coleta com amostrador tipo Surber (30 x 30cm e malha de 250µm) durante 5 min.		
Matéria orgânica hidrossolúvel (gm ⁻³)	CP	Coleta de 400 ml de água		
Clorofila-a (gm ⁻³)	CP	Coleta de 400 ml de água	Espectrofotometria	a

Material suplementar 2: Variáveis ambientais monitoradas em Janeiro. Onde: SIT – ponto amostral; YEA – ano de amostragem; MAN – manejo adotado (C – controle; M – manejado); RIV – características da vegetação ripária; CCV – abertura de dossel (%); PRF – profundidade média (m); LRG – largura média (m); VEL – velocidade média (ms^{-1}); VOL – volume amostrador (m^3); FLO – vazão (m^3s^{-1}); POO – percentual de poços; RIF – percentual de corredeiras; BCK – percentual de remansos; RCK – percentual de rochas; SND – percentual de areia; STN – percentagem de pedras; CLA – percentagem de argila; DEB – percentagem de detritos; TDS – sólidos totais dissolvidos (gm^{-3}); CON – condutividade ($\mu\text{S/cm}$); TMP – temperatura ($^{\circ}\text{C}$); PRE – precipitação (mm); P – Fósforo total (mgP l^{-1}); CA – Cálcio (mg l^{-1}); MG – Magnésio (mg l^{-1}); K – Potássio (mg l^{-1}); AOM - biomassa de material orgânico alóctone (gm^{-2}); SOM – biomassa de material orgânico no substrato (gm^{-2}); DOM – biomassa de material orgânico no drift (gm^{-2}); HOM – biomassa de material orgânico hidrossolúvel (gm^{-3}); PER – biomassa de perifiton (gm^{-2}); CLO – Clorofila-*a* (gm^{-3}).

SIT	1	1	2	2	3	3	4	4	5	5	6	6	7	7	8	8	9	9
YEA	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012
MAN	C	C	C	M	C	M	C	C	C	M	C	M	C	C	C	C	C	C
RIV	7	7	9	6	9	6	8	8	7	4	8	4	7	7	8	8	10	10
CCV	29,8	17,73	35,24	14,93	32,11	19,81	12,43	25,42	17,55	22,73	23,96	26,66	15,63	21,27	14,84	20,56	17,8	14,21
PRF	0,15	0,09	0,1	0,07	0,01	0,11	0,09	0,1	0,19	0,09	0,23	0,12	0,13	0,08	0,23	0,09	0,11	0,09
LRG	1,85	1,97	1,56	1,27	2	1,8	1,47	1,29	2,05	1,56	1,49	1,45	3,1	1,48	2,46	1,92	1,4	1,15
VEL	0,35	0,22	0,38	0,24	0,32	0,29	0,27	0,08	0,35	0,26	0,25	0,15	0,32	0,22	0,28	0,25	0,31	0,14
VOL	13,95	8,48	7,72	4,2	1	10,15	6,62	6,26	19,48	6,98	17,14	8,42	20,15	6,25	28,29	8,98	7,7	5,31
FLO	0,1	0,04	0,06	0,02	0,07	0,06	0,04	0,01	0,14	0,04	0,08	0,03	0,13	0,03	0,16	0,04	0,05	0,01
POO	35	35	10	10	10	10			20	20	5	5	5	5	35	35	25	25
RIF	65	65	70	70	50	50	50	50	70	70	90	90	75	75	60	60	70	70
BCK			20	20	40	40	50	50	10	10	5	5	20	20	5	5	5	5
RCK	50	75	10	35	15	30		30	10	20				10	10	25	35	40
SND	50	15	90	55	85	60	5		90	60	35	30	40	30	60	55	25	50
STN							70			10			40	40		5	10	5
CLA							25	65			35	30						20
DEB		10		10		10		5	5	10	30	40	20	20	30	15	10	5
TDS	0,24	0,24	0,25	0,25	0,29	0,2	0,24	0,58	0,28	0,29	0,25	0,16	0,24	0,2	0,24	0,55	0,23	0,32
CON	27,03	27,5	35,5	32,5	30,4	33,6	10,05	23,8	24	40	16,1	25,2	16,83	27,5	23,5	24,3	26,4	26
TMP	21,5	16,7	20	19,8	19,3	19,2	21,3	17,8	20	20	22	18,5	19,7	19,9	20,9	19,6	21,9	19,6

PRE	172,28	165,12	172,28	165,12	172,28	165,12	172,28	165,12	172,28	165,12	172,28	165,12	172,28	165,12	172,28	165,12	172,28	165,12
P	0,02	0,02	0,04	0,02	0,05	0,02	0,04	0,02	0,04	0,02	0,03	0,02	0,04	0,02	0,05	0,02	0,07	0,02
CA	1	1	2,17	1	1,33	2,26	1	1	2,59	1	1	1,46	1,16	1,86	1,39	1	1,83	3,02
MG	0,78	0,5	1,34	0,97	1,16	1,2	0,5	0,5	1,43	0,73	0,71	0,8	0,72	1,39	0,71	0,5	1,11	1,2
K	0,54	0,58	1,83	1,75	1,6	1,86	0,5	0,58	1,58	0,64	0,5	1,34	1,15	1,67	1,14	0,58	1,31	1,61
AOM	10,71	5,18	9,23	4,56	10,53	5,84	36,28	5,74	12,39	7,41	7,49	12,6	6,87	9,43	10,53	14,2	5,73	9,28
SOM	1299,1	638,8	3330,6	2832,5	2712,1	1442,8	431,4	1248,9	3432,7	1332,1	7971,8	2475	3743,1	2041,5	3707,8	1385,5	2517,6	1796,8
DOM	2,08	2,42	29,84	3,38	19,61	1,41	0,13	6,05	8,97	5,38	4,81	4,3	8,06	3,89	5,96	3,97	9,43	8,38
HOM	0,16	0,16	0,15	0,96	0,2	0,12	0,86	0,75	1,03	1,26	0,73	1,24	0,3	0,06	0,66	0,38	0,01	0,68
PER	39,29	60,64	26,34	62,45	51,75	27,01	36,75	106,62	103,29	81,46	37,55	73,68	13,55	122,44	312,75	93,6	137,5	116,05
CLO	0,21	0,11	0,16	0,03	0,01	0,05	0,06	0,18	0,37	0,03	0,05	0,04	0,13	0,02	0,01	0,24	0,02	0,09

Material suplementar 3: Variáveis ambientais monitoradas em Maio. Para legendas ver Material suplementar 2.

SIT	10	10	11	11	12	12	13	13	14	14	15	15	16	16	17	17	18	18
YEA	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012
MAN	C	M	C	C	C	M	C	M	C	M	C	C	C	C	C	C	C	C
RIV	7	4	7	7	9	5	7	4	8	5	5	5	10	10	10	10	10	10
CCV	21,41	35,9	24,01	27,11	24,8	23,78	32,28	23,35	36,17	27,96	24,98	21,59	15	21,19	22,83	20,2	20,14	26,95
PRF	0,31	0,32	0,07	0,16	0,22	0,15	0,13	0,13	0,14	0,08	0,11	0,11	0,07	0,09	0,13	0,21	0,05	0,07
LRG	2,82	2,05	1,33	1,65	2,05	1,6	1,76	1,31	1,43	1,39	1,52	1,55	1,62	1,63	2,49	2,35	1,86	1,43
VEL	0,12	0,24	0,2	0,19	0,26	0,26	0,23	0,23	0,33	0,33	0,18	0,12	0,25	0,21	0,13	0,06	0,02	0,18
VOL	43,71	32,8	4,66	13,19	22,55	12,06	11,44	8,6	10,01	5,89	8,36	8,76	5,67	7,67	16,19	24,23	4,65	4,65
FLO	0,11	0,02	0,02	0,05	0,12	0,05	0,05	0,04	0,06	0,04	0,03	0,02	0,03	0,03	0,04	0,06	0,02	0,02
POO	35	35	30	30	20	20	30	30	5	5	30	30	20	20	30	30	10	10
RIF	50	50	60	60	60	60	40	40	75	75	60	60	70	70	50	50	60	60
BCK	15	15	10	10	20	20	30	30	20	20	10	10	10	10	20	20	30	30
RCK		15	10	30						15								
SND	25	12,5	50	60	60	60	70	45	70	50	65	40	40	50	30	50	25	50
STN	35	60	30		5	5	10	25			20	40	50	35	60	40	70	30
CLA		12,5								5								
DEB	40		10	10	35	35	20	30	30	30	15	20	10	15	10	10	5	20
TDS	0,22	0,88	0,23	0,17	0,23	0,24	0,28	0,33	0,22	0,22	0,22	0,58	0,22	0,3	0,15	0,25	0,23	0,29
CON	10,3	25,5	17,27	16,2	15,33	40,8	29,9	21,7	13,45	15,7	30,1	27,3	16,44	25,7	16,98	23,7	22,3	22,8
TMP	11,9	16,1	15	16,7	13,2	15,9	13,4	14,4	12,9	13,6	13,4	17,1	11,6	16,2	12,6	16,5	14,1	13,3
PRE	96,28	111,59	96,28	111,59	96,28	111,59	96,28	111,59	96,28	111,59	96,28	111,59	96,28	111,59	96,28	111,59	96,28	111,59
P	0,05	0,02	0,05	0,02	0,04	0,02	0,04	0,02	0,05	0,02	0,02	0,02	0,07	0,02	0,04	0,02	0,05	0,02
CA	1,5	1,21	1,52	1	2,78	3,01	1,92	2,07	1	1,09	1,39	2	1,7	1,70	2,1	2,38	1,21	1,41
MG	0,7	0,62	0,67	0,56	1,61	1,54	0,94	0,5	0,50	0,5	0,79	0,98	1,07	1,13	1,01	1,07	0,74	0,84
K	1,04	0,86	0,82	0,58	1,26	1,3	0,85	0,64	0,56	0,74	1,08	1,54	1,19	1,16	1,02	1,22	0,97	1,48
AOM	4,43	4,4	4,77	3,4	3,93	13,62	13,57	5,48	6,24	13,57	5,95	7,19	6,3	23,01	4,25	11,1	8,12	4,21

SOM	274,5	307,4	2475	1846,4	442,7	74,1	2448	463,9	2879,2	279,7	2291,1	75,5	1026,7	104,5	2888,6	432,04	689	187,5
DOM	0,65	2,4	1,78	1,2	0,99	1,6	1,12	2,9	3,05	2,24	2,95	5,79	1,81	2,7	1,81	2,07	2,52	2,48
HOM	0,01	0,78	0,24	1,64	0,49	1,08	0,58	1,07	0,63	0,22	0,01	1,14	0,58	1,11	1,2	1,19	0,58	0,19
PER	42,79	55,69	240,51	32,78	4,2	50,4	156,96	45,71	76,9	47,8	51,69	14,25	31,69	27,12	264,25	27,17	97,5	30,32
CLO	0,12	0,08	0,14	0,03	0,13	0,07	0,10	0,02	0,13	0,02	0,02	0,08	0,03	0,04	0,15	0,05	0,06	0,02

Material suplementar 4: Itens alimentares identificados. Onde: Abd. – abundância média do item alimentar; Con. – contribuição percentual na dieta.

Mês	Janeiro		Maio	
	Abd	Cont	Abd	Cont
Aeglidae				
<i>Aegla</i> sp.	0,04			
Diptera				
Adulto NI			0,03	
Ceratopogonidae	0,27	0,35	0,36	0,72
Chironomidae	3,7	61,06	3,18	60,47
Culicidae			0,01	
Dixidae	0,04		0,14	0,09
Empididae	0,02			
Psychodidae	0,03			
Simulidae - pupa	0,07	0,01	0,12	0,06
Simulidae	2,25	21,09	1,46	12,06
Stratiomyidae	0,45	0,78	0,37	0,69
Tipulidae	0,1	0,03	0,16	0,09
Ephemeroptera				
Baetidae	0,98	3,83	0,84	3,98
Euthyplociidae			0,02	
Helicopsyidae	0,23	0,22	0,09	0,03
Hydrobiosidae	0,1	0,03	0,13	0,07
Hydropsychidae	0,06	0,01	0,22	0,23
Leptohyphidae	0	0	0,09	0,03
Leptophlebiidae	1,15	5,09	0,95	5,34
NI	0,05			
Polymirtacyidae			0,03	
Coleoptera				
Curculionidae	0,12	0,05		
Dryopidae			0,06	0,01
Elmidae	0,37	0,46	0,52	1,42
Gyrinidae			0,03	
Hydrophilidae			0,05	0,01
Lutrochidae	0,02			
Psephenidae	0,01		0,03	
Ptilodactylidae	0,06	0,01	0,05	0,01
Staphylinidae			0,03	
Odonata				
Aeshnidae			0,03	
Calopterygidae			0,03	
Gomphidae			0,09	0,03
Libellulidae	0,32	0,37	0,14	0,08
NI	0,02			
Trichoptera				
Leptoceridae	0,12	0,04	0,06	0,01
Philopotamidae	0,15	0,07		
Plecoptera				

Gripopterygidae	0,02	0		
Perlidae	0,22	0,17		
Megaloptera				
Corydalidae	0,03			
Neuroptera				
NI	0,03			
Hemiptera				
Belostomatidae			0,03	
Gerridae	0,02		0,01	
Veliidae	0,03			
Orthoptera				
Acrididae-ninfa			0,03	
Outros				
Aracnidae			0,03	
Hirudinae	0,05	0,01	0,03	
Oligochaeta			0,03	
PNI	1,22	5,89	1,51	13,52
Escamas	0,02			
Vegetal superior	0,32	0,4	0,44	1,04
Matéria orgânica	0,07	0,01		

Conclusões e Perspectivas

